



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds-  
och växtproduktionsvetenskap

# Hur grönt är ett stadsträd?

– Ett stadsträds klimatavtryck ur ett  
livscykelperspektiv

*Erik Lind*

## Hur grönt är ett stadsträd?

### - Ett stadsträds klimatavtryck ur ett livscykelperspektiv

How green are urban trees?

- A life-cycle perspective on the climate footprint of urban trees

Erik Lind

**Handledare:** Henrik Sjöman, SLU, Institutionen för  
landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Bitr. handledare:** Thomas Prade, SLU, Institutionen för biosystem och  
teknologi

**Examinator:** Anna Levinsson, SLU, Institutionen för  
landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Bitr. examinerator:** Björn Wiström, SLU, Institutionen för  
landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Omfattning:** 30 hp

**Nivå och fördjupning:** A2E

**Kurstitel:** Independent Project in Landscape Architecture

**Kurskod:** EX0846

**Program:** Landskapsarkitektprogrammet

**Utgivningsort:** Alnarp

**Utgivningsår:** 2020

**Omslagsbild:** Erik Lind.

**Illustrationer:** Erik Lind

**Elektronisk publicering:** <http://stud.epsilon.slu.se>

**Nyckelord:** klimatavtryck, stadsträd, livscykelanalys, LCA, växthusgasutsläpp, koldioxidupptag, kolförråd, kolsänka, *Salix alba*, *Quercus rubra*, *Pinus sylvestris*, negativa utsläpp, klimatförändringar.

# *Hur grönt är ett stadsträd?*

---

*- Ett stadsträds klimatavtryck ur ett livscykelperspektiv*

*Erik Lind*



# Sammanfattning

I uppsatsen undersöks vad plantering av ett enskilt stadsträd har för effekt på växthusgasbalansen. Ämnet undersöks genom litteraturstudie och livscykelanalys av plantering av E-plantor av trädarterna *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* i plantskolestorlek alléträd 30-35 med rotklump i öppen parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå. I livscykelanalysen kvantifieras utsläpp under odling av träden på plantskola, leverans, plantering och etablering samt trädens koldioxidupptag fram till 50 år efter plantering i parkmark. Bakgrunden till uppsatsens inriktning är den globala uppvärmningen av klimatet som sker till följd av växthusgasutsläpp orsakade av mänsklig aktivitet. Enligt Parisavtalet har de undertecknade nationerna förbundit sig att sträva efter att hålla den globala uppvärmningen under 1,5 °C. Enligt regeringens klimatmål ska Sverige vara klimatneutralt år 2045. Därefter ska så kallade negativa utsläpp uppnås. För att åstadkomma negativa utsläpp behöver koldioxid fångas in från atmosfären, något som träd gör genom sin fotosyntes när de växer. Men att plantera träd i stadsmiljö medför också utsläpp av växthusgaser. Därför har ett livscykelperspektiv använts i detta examensarbete för att kvantifiera det sammanlagda klimatavtrycket de tre olika trädarterna har i de tre städerna.

Efter 50 år tillväxt i parkmark har en *Salix alba* åstadkommit ett nettoupptag av 8,1 ton, 5,6 ton och 2,9 ton CO<sub>2</sub>e i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå. Motsvarande för *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* är 5,9 ton, 3,9 ton och 1,4 ton CO<sub>2</sub>e respektive 1,2 ton, 0,84 ton och 0,54 ton CO<sub>2</sub>e. Totala växthusgasutsläpp förankrade med att plantera de tre trädarterna i Helsingborg, Stockholm eller Umeå varierar från 120 till 169 kg CO<sub>2</sub>e beroende på art och stad. Resultatet tyder på att stora trädarter som också växer snabbt har störst positiv effekt på växthusgasbalansen, åtminstone inom en 50-årig tidshorisont.

Om plantering av ett stadsträd sker i syftet att ersätta ett träd som dött eller sågats ner kan trädets nettoupptag av koldioxid inte betraktas som negativa utsläpp. Istället kommer utsläppen förankrade med omplantering, skötsel och bortskaffning att leda till en försämrad total effekt på växthusgasbalansen. Sett över en längre tid kan omplantering av stadsträd medföra växthusgasutsläpp som sammantaget överstiger den kvantitativa kapaciteten i trädets kolförråd. Att alltid ersätta ett dött eller nersågat stadsträd med ett likvärdigt träd är grundläggande för att bibehålla en stadsträdspopulations kolförråd. Om en trädplantering istället medför en ökning av kapaciteten i en trädpopulations kolförråd kan ökningen betraktas som negativa utsläpp. Förutom att öka kapaciteten i en trädpopulations kolförråd genom nyplantering av stadsträd skulle det gå att åstadkomma ytterligare negativa utsläpp genom att bryta den naturliga kolcykeln. Exempelvis genom att nyttja virket från nersågade stadsträd i långlivade träprodukter eller på annat sätt hindra det biogent bundna kolet från att frigöras som koldioxid till atmosfären.

# Abstract

This thesis examines the effect on the greenhouse gas balance from planting of individual urban trees. The subject is tackled through a literature study and a life cycle assessment of planting E-labeled (E-planta) tree species *Salix alba*, *Quercus rubra* and *Pinus sylvestris* at size 30-35 cm stem circumference balled-and-burlapped within a park setting in Helsingborg, Stockholm and Umeå. The life cycle assessment of the tree species includes greenhouse gas emissions quantified from cultivation at a nursery, delivery, planting and establishment and also carbon sequestration until 50 years after the trees were planted. The contextual background for this thesis is the global warming currently occurring due to greenhouse gas emissions caused by human actions. According to the Paris Agreement the signed nations have committed to strive to keep the global warming below 1.5 °C. The Swedish government has decided upon a climate goal to become a climate neutral nation by the year 2045. Thereafter, the goal is to accomplish *negative emissions* only. To achieve negative emissions, carbon dioxide needs to be sequestered from the atmosphere. One way this happens is through photosynthesis of trees as they grow. But, planting trees in urban environments also results in greenhouse gas emissions from e.g. nursery production, delivery and planting. Therefore, a life cycle perspective has been applied in this thesis to quantify the total climate footprint of planting the three tree species in three different cities.

After 50 years of growth in a park setting *Salix alba* achieves a net uptake of 8.1, 5.6 and 2.9 t CO<sub>2</sub>e in Helsingborg, Stockholm and Umeå, respectively. Corresponding net uptake for *Quercus rubra* is 5.9, 3.9 and 1.4 t CO<sub>2</sub>e, respectively. For *Pinus sylvestris* the corresponding net uptake is 1.2, 0.84 and 0.54 t CO<sub>2</sub>e, respectively. Total greenhouse gas emissions entailed with planting of the three tree species in Helsingborg, Stockholm or Umeå varies from 120 to 169 kg CO<sub>2</sub>e, depending on species and city. The result indicates that large tree species which also grow rapidly have the greatest positive effect on the greenhouse gas balance, at least within a 50-year time horizon.

If a tree is planted in an urban environment for the purpose of replacing a dead or felled tree, the new tree's net uptake of carbon dioxide cannot be considered as negative emissions. Instead, emissions originating from transplantation, maintenance and disposal will lead to a deteriorating overall effect on the greenhouse gas balance. Over a longer time period, replanting of urban trees can result in greenhouse gas emissions that, in total, exceed the carbon storage capacity of the individual tree. Always replacing a dead or felled tree with an equivalent tree is fundamental to maintaining the gross carbon storage capacity of an urban tree population. If planting a tree instead results in an overall increase of the carbon storage capacity within an urban tree population, the increase can be considered as negative emissions. In addition to this, further negative emissions could be achieved by interrupting the natural carbon cycle. For example, by usage of felled urban trees as timber in long-lived wood products or through other methods preventing the carbon sequestered within the tree's biomass from being released as carbon dioxide to the atmosphere.

# Förord

Det här examensarbetet inom landskapsarkitektur är den sista och avslutande delen av min utbildning till landskapsarkitekt vid Sveriges lantbruksuniversitet på Alnarp. Ett intresse för vad vegetation och träd kan erbjuda oss människor både sinnligt och genom konkreta nyttotjänster i vår gemensamma byggda miljö är något som successivt växt fram under utbildningen på Alnarp. Att stadsträd är viktiga ur en mängd olika aspekter har ständigt varit aktuellt under utbildningen. Däremot har den konkreta klimatnyttan som stadsträd kan erbjuda genom koldioxidupptag sällan kommit på tal mer än i väldigt generella ordalag. När landskapsarkitekterna Fanny Fading Heyman och Emma Ekdahl på ÅF Infrastructure i Malmö under våren 2019 presenterade en ämnesidé för mig om att undersöka landskapsarkitektur som verktyg för negativa utsläpp kändes det helt rätt att i mitt examensarbete undersöka den kvantitativa kapaciteten i stadsträds koldioxidupptag, som därigenom kan bidra till att bromsa klimatförändringarna. Under arbetet har jag fått lära mig väldigt mycket nytt, mycket som jag annars aldrig hade satt mig in i. Min förhoppning är att det här examensarbetet kan bidra till att konkretisera den kvantitativa klimatnytta som kan åstadkommas genom plantering av ett enskilt stadsträd, men också ur ett bredare perspektiv belysa potential, svårigheter och fallgropar i vägen framåt mot kolsänkor i stadsmiljö.

Först och främst vill jag tacka Fanny och Emma som introducerade mig till ämnen och har funnit som stöd och bollplank genom hela arbetet. Jag vill också rikta ett stort tack till Daniel Johansson, Sandra Burman Karlsson, Henrik Strömblad, Henry Persson, Roland Palm och Johanna Deak Sjöman som alla har bidragit med tid, tålamod och kunnande som gjort det här examensarbetet möjligt.

Slutligen vill jag rikta ett stort tack till mina handledare Henrik Sjöman och Thomas Prade som bidragit med vägledning, stöd och mycket kunskap som varit till mycket stor hjälp när arbetet stundom varit tungrovt.



Erik Lind  
Alnarp, januari 2020

# Innehållsförteckning

<b>SAMMANFATTNING .....</b>	<b>4</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>5</b>
<b>FÖRORD .....</b>	<b>6</b>
<b>FIGURFÖRTECKNING.....</b>	<b>9</b>
<b>TABELLFÖRTECKNING .....</b>	<b>11</b>
<b>1. INLEDNING.....</b>	<b>13</b>
1.1    BAKGRUND.....	13
<i>Klimatförändringarna.....</i>	<i>13</i>
<i>Negativa utsläpp.....</i>	<i>14</i>
<i>Problemrymd.....</i>	<i>15</i>
1.2    MÅL OCH SYFTE.....	16
1.3    FRÅGESTÄLLNING.....	17
1.4    AVGRÄNSNINGAR .....	17
1.5    METOD.....	18
<i>Litteraturstudie .....</i>	<i>19</i>
<i>Livscykelanalys .....</i>	<i>19</i>
<i>Flödesscheman.....</i>	<i>25</i>
1.6    BEGREPPSFÖRKLARING .....	28
<b>2. RESULTAT - LITTERATURSTUDIE .....</b>	<b>31</b>
<i>Introduktion och problemrymd .....</i>	<i>31</i>
2.1 SKOGEN, KOLCYKELN OCH KLIMATPÅVERKAN .....	34
<i>Kolet och klimatet .....</i>	<i>34</i>
<i>Kolets kretslopp i skog.....</i>	<i>34</i>
2.2 TRÄD I STADEN – EGENSKAPER OCH FAKTORER SOM PÅVERKAR KLIMATNYTTAN .....	39
<i>Stadsträdspopulation – en potentiell kolsänka.....</i>	<i>39</i>
<i>Trädegenskaper för ökad kolsänkepotential .....</i>	<i>43</i>
<i>Trädhantering och skötselmetod påverkar klimatavtrycket .....</i>	<i>46</i>
<i>Odling och plantering av stadsträd ur ett livscykelperspektiv .....</i>	<i>51</i>
<i>Sammanfattning av litteraturstudie.....</i>	<i>53</i>
<b>3. RESULTAT - LIVSCYKELANALYS .....</b>	<b>56</b>
3.1    UTSLÄPP UNDER ODLING.....	56
<i>Odling på Ranviks Trädgård till 1–2-årsplantor.....</i>	<i>56</i>
<i>Odling Tönnersjö till alléträd 30-35 med rotklump.....</i>	<i>58</i>
<i>Sammanlagda utsläpp under odling .....</i>	<i>61</i>
3.2    UTSLÄPP UNDER LEVERANS .....	63
3.3    UTSLÄPP UNDER PLANTERING .....	64
3.4    TOTALA UTSLÄPP FRÅN ODLING, LEVERANS OCH PLANTERING .....	65
3.5    KOLDIOXIDUPPTAG OCH KLIMATNEUTRAL TIDPUNKT .....	67
<i>Under odling.....</i>	<i>67</i>
<i>Salix alba – år 0 till 16 efter plantering .....</i>	<i>67</i>

<i>Quercus rubra</i> – år 0 till 16 efter plantering.....	69
<i>Pinus sylvestris</i> – år 0 till 16 efter plantering.....	71
<i>50 år efter plantering</i> .....	73
3.6 KOLDIOXIDNEUTRAL TIDPUNKT EFTER PLANTERING - SAMMANSTÄLLNING.....	74
<b>4. DISKUSSION .....</b>	<b>77</b>
4.1 LIVSCYKELANALYSENS SAMMANLAGDA RESULTAT .....	77
4.2 STADSTRÄDS MEDFÖRDA UTSLÄPP AV VÄXTHUSGASER.....	78
4.2 STADSTRÄDS KOLSÄNKEKAPACITET .....	82
4.3 UTVIDGAD KLIMATNYTTA .....	85
4.4 PROCESSREFLEKTION OCH METODKRITIK .....	88
<b>5. AVSLUTNING .....</b>	<b>91</b>
5.1 SLUTSATSER .....	91
<i>Vad kan plantering av enskilda stadsträd ha för inverkan på växthusgasbalansen?</i> .....	91
<i>Hur kan vägen framåt se ut?</i> .....	93
5.2 AVSLUTANDE REFLEKTION .....	93
<b>6. REFERENSER.....</b>	<b>96</b>
<b>BILAGA A: INVENTERING AV ODLING, LEVERANS OCH PLANTERING .....</b>	<b>107</b>
<i>Odling</i> .....	107
<i>Leverans</i> .....	114
<i>Plantering</i> .....	114
<b>BILAGA B: UTSLÄPPSFAKTORER – BERÄKNING AV VÄXTHUSGASUTSLÄPP UNDER ODLING, LEVERANS OCH PLANTERING.....</b>	<b>116</b>
<i>Drivmedel och elektricitet</i> .....	116
<i>Odlingstörv</i> .....	116
<i>Kokosfiber</i> .....	116
<i>Bark</i> .....	117
<i>Pimpsten</i> .....	117
<i>Bambukäppar</i> .....	117
<i>Juteväv i rotklump</i> .....	117
<i>Metallkorg i rotklump</i> .....	118
<i>Trästolpar till trädstöd</i> .....	118
<i>Grönkompost</i> .....	118
<i>Plaster</i> .....	119
<i>Mineralgödsel</i> .....	119
<i>Ekogödsel</i> .....	120
<i>Flytgödsel från svin</i> .....	120
<i>Frön, ekollon och sticklingar</i> .....	122
<i>Bekämpningsmedel</i> .....	122
<i>Lustgas från kvävetillförsel i mark och växtsubstrat</i> .....	123
<b>BILAGA C: UPPSKATTNING AV TRÄDARTERNAS TILLVÄXT ÅR 0 – 16 OCH ÅR 50 EFTER PLANTERING..</b>	<b>126</b>
HELSINGBORG .....	126
STOCKHOLM .....	128
UMEÅ.....	129



# Figurförteckning

Figur 1. Figuren visar systemet som undersökts vid odling, leverans och plantering av <i>Salix alba</i> samt vilka huvudsakliga flöden av material och energi som inkluderats.	25
Figur 2. Figuren visar systemet som undersökts vid odling, leverans och plantering av <i>Quercus rubra</i> samt vilka huvudsakliga flöden av material och energi som inkluderats.	26
Figur 3. Figuren visar systemet som undersökts vid odling, leverans och plantering av <i>Pinus sylvestris</i> samt vilka huvudsakliga flöden av material och energi som inkluderats.	27
Figur 4. Diagrammet visar det olika utsläppsposterna samt sammanlagda utsläpp under odling av <i>Salix alba</i> på Ranviks Trädgård. <i>Salix alba</i> odlas ungefär 6 månader på Ranviks Trädgård. Utsläppsposterna är avrundade till två decimaler.	56
Figur 5. Diagrammet visar det olika utsläppsposterna samt sammanlagda utsläpp under odling av <i>Quercus rubra</i> på Ranviks Trädgård. <i>Quercus rubra</i> odlas ungefär 2 år på Ranviks Trädgård. Utsläppsposterna är avrundade till två decimaler.	57
Figur 6. Diagrammet visar det olika utsläppsposterna samt sammanlagda utsläpp under odling av <i>Pinus sylvestris</i> på Ranviks Trädgård. <i>Pinus sylvestris</i> odlas ungefär 2 år på Ranviks Trädgård. Utsläppsposterna är avrundade till två decimaler.	57
Figur 7. Diagrammet visar totala årliga utsläpp från sammanlagd förbrukning på Tönnersjö av bränslen, energi, bekämpningsmedel, gödsel, frösådd och lustgasutsläpp till följd av kvävetillförsel. Sammanlagda årliga utsläpp är 105 ton CO <sub>2</sub> e.	58
Figur 8. Växthusgasutsläpp utifrån årlig förbrukning på Tönnersjö samt påslag för dödlighetsgrad och ej sålda träd. Utifrån detta tillsammans med antalet år de tre arterna odlas har utsläpp för varje art beräknats.	59
Figur 9. I det här diagrammet visas utsläpp kopplade till material- och produktförbrukning i odlingen av <i>Salix alba</i> på Tönnersjö till försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump.	60
Figur 10. I det här diagrammet visas utsläpp kopplade till material- och produktförbrukning i odlingen av <i>Quercus rubra</i> och <i>Pinus sylvestris</i> på Tönnersjö till försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump.	61
Figur 11. Sammanlagda utsläpp under hela odlingsförloppen av respektive FU. Grön, röd eller blå del av staplarna avser utsläpp under odling av träden, grå del avser påslag för dödlighetsgrad och ej sålda träd.	62
Figur 12. Utsläpp vid leverans av respektive FU till Helsingborg, Stockholm och Umeå. Linjediagrammet illustrerar hur transportavståndet får allt större betydelse vid leverans av färre antal FU.	63
Figur 13. Här visas storleken för samtliga utsläppsposter vid plantering och etableringsbevattning av <i>Salix alba</i> , <i>Quercus rubra</i> och <i>Pinus sylvestris</i> i försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump.	65
Figur 14. Totala utsläpp samt utsläpp från respektive delmoment vid leverans från Tönnersjö till plantering i Helsingborg, Stockholm och Umeå för de tre olika trädarterna.	66

Figur 15. Total mängd bunden koldioxid år 0 till 16 för en <i>Salix alba</i> planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå.	67
Figur 16. Nettoupptag koldioxid för en <i>Salix alba</i> planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Grå punkt visar tidpunkten <i>Salix alba</i> blir klimatneutral i respektive stad.	68
Figur 17. Total mängd bunden koldioxid år 0 till 16 för en <i>Quercus rubra</i> planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå.	69
Figur 18. Nettoupptag koldioxid för en <i>Quercus rubra</i> planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Grå punkt visar tidpunkten <i>Quercus rubra</i> blir klimatneutral i respektive stad.	70
Figur 19. Total mängd bunden koldioxid år 0 till 16 för en <i>Pinus sylvestris</i> planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå.	71
Figur 20. Nettoupptag koldioxid för en <i>Pinus sylvestris</i> planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Grå punkt visar tidpunkten <i>Pinus sylvestris</i> blir koldioxidneutral i Helsingborg och Stockholm. En <i>Pinus sylvestris</i> planterad i Umeå hinner inte bli klimatneutral inom 16 år efter plantering.	72
Figur 21. Koldioxid som träden bundit efter 50 år i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå.	73
Figur 22. Nettoupptag koldioxid efter 50 år. Grå del av stapel representerar sammanlagda utsläpp under odling, leverans, plantering och etablering av träden.	74
Figur 23. Tidslinje över vilket år efter plantering som de tre trädarterna blir koldioxidneutrala i respektive stad. <i>Pinus sylvestris</i> i Umeå hinner inte bli koldioxidneutral inom 16 år efter plantering.	75

# Tabellförteckning

Tabell 1. Specifik förbrukning och användning av material, bränsle och energi under odlingen av Salix alba på Ranviks Trädgård. ....	108
Tabell 2. Specifik förbrukning och användning av material, bränsle och energi under odlingen av Quercus rubra på Ranviks Trädgård. ....	109
Tabell 3. Specifik förbrukning och användning av material, bränsle och energi under odlingen av Pinus sylvestris på Ranviks Trädgård. ....	109
Tabell 4. Specifik materialförbrukning under odling av Salix alba på Tönnersjö. ....	112
Tabell 5. Specifik materialförbrukning under odling av Quercus rubra och Pinus sylvestris på Tönnersjö. ....	112
Tabell 6. Sammanlagd årlig förbrukning av bränslen och energi, bekämpningsmedel, gödsel och frösådd på Tönnersjö. ....	113
Tabell 7. Data som använts för beräkning av Pinus sylvestris koldioxidupptag i Helsingborg. ....	126
Tabell 8. Data som använts för beräkning av Quercus rubras koldioxidupptag i Helsingborg. ....	127
Tabell 9. Data som använts för beräkning av Salix albas koldioxidupptag i Helsingborg. ....	127
Tabell 10. Data som använts för beräkning av Pinus sylvestris koldioxidupptag i Stockholm. ....	128
Tabell 11. Data som använts för beräkning av Quercus rubras koldioxidupptag i Stockholm. ....	128
Tabell 12. Data som använts för beräkning av Salix albas koldioxidupptag i Stockholm. ....	129
Tabell 13. Data som använts för beräkning av Pinus sylvestris koldioxidupptag i Umeå. ....	129
Tabell 14. Data som använts för beräkning av Quercus rubras koldioxidupptag i Umeå. ....	130
Tabell 15. Data som använts för beräkning av Salix albas koldioxidupptag i Umeå. ....	130

# *1. Inledning*

---



# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund

I det här avsnittet beskrivs de huvudsakliga förutsättningarna som ligger till grund för genomförandet av det här examensarbetet. Denna bakgrund kan ses som en inledande presentation och härledning av den problemrymd som det här examensarbetet tar avstamp ifrån. Inom denna bakgrundsbeskrivning presenteras kortfattat de globala effekter ett varmare klimat kommer leda till, de rådande globala målen för att minska klimatförändringarna, Sveriges nationella klimatmål samt en övergripande orientering i vad grönstruktur, skog och enskilda träd kan spela för roll i att minska den globala uppvärmningen.

### Klimatförändringarna

#### Globala effekter

Den globala uppvärmningen som sker till följd av utsläpp av växthusgaser och de klimatförändringar detta resulterar i är vida känt och väl belagt av vetenskapen. I jämförelse med den förindustriella globala medeltemperaturen mellan åren 1850 - 1900 har det skett en ökning med nästan 1,0 °C. Tidigare utsläpp och den nuvarande ökningen av utsläpp globalt leder till en ungefärligt ökning av den globala medeltemperaturen med 0,2 °C varje årtionde. Klimatförändringarna som detta leder till bedöms få en mängd katastrofala konsekvenser. Smältande isar på Grönland samt på nord- och sydpolen kommer leda till höjda havsvattennivåer som kommer innebära stora problem för mänskligheten, framförallt på mindre öar och lågt belägna kustområden. Havsvattennivåhöjningen kommer också leda till förlust av kustnära ekosystem. Klimatförändringarna bedöms innebära högre frekvens av extremväder, naturkatastrofer och torka, med stora konsekvenser för ekosystem och mänskliga livsförhållanden. Vid en förhöjd medeltemperatur på 2 °C riskerar 13 % av jordens landareal att skiftas från nuvarande ekosystem till ett annat, med kumulativa effekter i form av utrotning av arter och förlust av biologisk mångfald (IPCC, 2018). Höjningen av medeltemperaturen med 2 °C kommer med stor sannolikhet leda till att mer än 99 % av korallreven i världshaven förloras. Många andra marina ekosystem riskerar också att förloras samtidigt som produktiviteten från fiske bedöms minska kraftigt. Att minimera jordens medeltemperatur så långt under 1,5 °C som möjligt är av stor vikt för att det överhuvudtaget ska gå att hantera de klimatförändringar mänskligheten, ekosystemen och hela planeten står inför (IPCC, 2018).

#### Globala mål

2015 fattades ett beslut om ett nytt globalt klimatavtal vid FN:s Klimatkonventions möte i Paris, det så kallade *Parisavtalet*. Målet med avtalet är att begränsa ökningen av den globala medeltemperaturen till långt under 2 °C, och att genomföra ansträngningar för att hålla

ökningen under 1,5 °C. Till grund för avtalet ligger nationella planer och åtaganden som länderna som undertecknat avtalet åtagit sig. Dock bedöms dessa åtaganden inte räcka för att nå målen. Enligt Naturvårdsverket (2019a) krävs det kortsiktiga accelererande åtgärder och att de långsiktiga nationella ambitionerna lyfts.

## Svenska mål

Sveriges riksdag beslutade 2017 om flera nya klimatmål och en ny klimatlag med förhoppning om att implementera en långsiktig och stabil klimatpolitik. För det nationella miljö kvalitetsmålet *Begränsad klimatpåverkan* finns nu fem etappmål. År 2045 ska Sverige ha uppnått neutrala nettoutsläpp av växthusgaser för att därefter enbart åstadkomma negativa utsläpp, det vill säga att mer växthusgaser ska bindas än vad som släpps ut. Detta ska nås delvis genom en minskning av utsläppen inom Sverige med 85 % jämfört med 1990. De resterande utsläppen av växthusgaser ska kompenseras genom upptag av koldioxid, så kallade kompletterande åtgärder (Naturvårdsverket, 2019a).

## Negativa utsläpp

För att Sverige ska kunna nå det utsläppsmål som bestämts för 2045 krävs det åtgärder som ökar mängden bundet kol i skog och mark samt tekniker för infångning och långsiktig lagring av koldioxid samt investering för minskade utsläpp i andra länder. Dessa kompletterande åtgärder bör enligt Naturvårdsverket stå för en minskning av ungefär 11 miljoner ton koldioxidekvivalenter för att Sverige ska kunna nå målet om neutrala nettoutsläpp 2045. På en global nivå tyder de flesta vetenskapliga scenarier på att det under andra halva av detta sekel kommer krävas omfattande negativa utsläpp för att målet om en begränsad medeltemperaturökning till 2 °C eller 1,5 °C ska vara möjlig (Naturvårdsverket, 2019a).

## Nyplantering av skog

Naturvårdsverket bedömer att Sverige har möjlighet att öka kolsänkan i landskapet med ungefär 5,5 miljoner ton koldioxidekvivalenter fram till 2045. Störst potential för ökad kolsänka i landskapet bedöms finnas i skogsmark, främst genom förlängd omloppstid i skogar med särskilda naturvärden och att öka andelen bland- och lövskogar. Detta bedöms av Naturvårdsverket vara möjligt utan någon kraftig minskning i avverkningspotentialen. Dock skulle det krävas en noggrann avvägning mellan åtgärder för ökad kolsänka och behovet av att producera biomassa som kan ersätta fossila bränslen och basmaterial som orsakar utsläpp av växthusgaser (Naturvårdsverket, 2019a).

Project Drawdown är en ideell organisation som arbetar med att sammanställa och presentera information om lösningar för klimatkrisen med störst ekonomisk, social och ekologisk nytta för de kommande 30 åren (Project Drawdown, 2019a). På deras lista över de 80 mest potenta lösningarna på klimatkrisen hamnar återplantering av tempererad skog på plats 12 och nyplantering av skog på plats 15 (Project Drawdown, 2019c). Utifrån befintlig

forskning bedömer de att det skulle vara möjligt att binda cirka 18,1 miljoner ton koldioxid fram till 2050 om 82,5 miljoner hektar mark ej lämpad för jordbruk planterades med skog (Project Drawdown, 2019b).

Ekologen Thomas Crowther, som forskar på klimatförändringarna, har med sitt forskarteam på universitetet ETH Zürich undersökt på en global skala hur mycket tillgänglig obrukad mark det finns utanför jordbruksmark och städer, som kan vara lämpliga marker för storskalig trädplantering. I en intervju med CNN berättar han att de i sin senaste forskning har bedömt att det finns tillräckligt med lämplig markyta på planeten att plantera ytterligare 1,2 biljoner träd, utöver de cirka 3 biljoner som redan finns på jorden (Tutton, 2019). Thomas Crowther och hans forskarteam uppskattar att vår planet har potential för 900 miljoner hektar mer trädkronstäckta ekosystem utan att urbana områden, jordbruksmark eller redan krontäckta områden tas i anspråk. Denna nya stora mängd skogsareal skulle ha potential att lagra 205 miljarder ton kol. Som jämförelse har mänsklig aktivitet har bidragit till att frigöra ungefär 300 miljarder ton kol till atmosfären. Att i global skala genomföra trädplantering av denna storlek skulle alltså enskilt kunna vara den mest effektfulla åtgärden för att bromsa klimatförändringarna (Bastin m.fl., 2019).

### Trädplantering i stadsmiljö

Även i stadsmiljö bidrar träd till att binda koldioxid från atmosfären. Förutom koldioxidreglering bidrar stadsträd till många andra viktiga ekosystemtjänster, som exempelvis minskad energiförbrukning i byggnader, att bidra till att sänka temperaturen i staden, avlasta dagvattensystemet och bidra till att öka befolkningens fysiska och mentala hälsa (Samson, 2017). Dock kan skötseln av urban vegetation också medföra utsläpp av växthusgaser (Nowak & Crane, 2002). Städer med en högre andel kompakt grönstruktur, så som en tät stadsträdspopulation, har betydligt högre potential att bilda kolsänkor jämfört med städer med mer sporadiskt planterade träd (Fares m.fl., 2017). Själva valet av trädarter spelar också roll för den potentiella urbana kolsänkan då förmågan att binda koldioxid skiljer sig mellan arter. Ska träden vara en långsiktig kolsänka spelar arternas livsspann en stor roll. Trädarter som har högre densitet i sitt virke tenderar också att kunna binda mer koldioxid. Men för att ett träd överhuvudtaget ska kunna växa och därmed binda koldioxid krävs en tolerans för de tuffa ståndortsförhållanden och stressfaktorer som ofta råder i stadsmiljö (Scharenbroch, 2012).

### Problemrymd

Plantering av träd och skog verkar kunna spela en viktig roll i kampen att sänka växthusgashalten i atmosfären och därigenom motverka de globala klimatförändringarna, så hur stor klimatsats går det att göra genom plantering av stadsträd? Vilka utsläpp av växthusgaser finns kopplade till trädplantering i en stad och hur stora är dessa? Har stadsträd ett påtagligt "klimatbagage" efter att det levereras och planterats i sin slutgiltiga växtbädd? Hur mycket koldioxid måste trädet binda för att kompensera för dessa utsläpp? Hur lång tid

tar det innan ett stadsträd kan bidra till negativa utsläpp och därigenom kanske kunna vara ett verktyg för att uppnå Sveriges nationella klimatmål? Med utgångspunkt i dessa frågor har jag i detta arbete undersökt växthusgasutsläpp och koldioxidupptag för tre olika trädarter samt beräknat hur lång tid det tar för träden att bli klimatneutrala genom bindning av koldioxid i tre svenska städer i olika växtklimatzoner. Skillnaden mellan plantering i tre svenska städer i olika delar av landet undersöks för att belysa huruvida växthusgasutsläpp under transport av träden är avgörande för klimatavtrycket samt om växtklimatzon inom Sverige spelar roll för den klimatreglerande förmågan.

## 1.2 Mål och syfte

Målet med arbetet är att utvärdera och jämföra det konkreta klimatavtrycket som trädarterna *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* har i form av utsläpp av växthusgaser under odling till storlek alléträd 30-35 på plantskola i södra Sverige samt leverans till och plantering i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå. För dessa tre trädarter undersöks sedan kvantitativt förmågan att genom fotosyntes ta upp koldioxid från atmosfären och hur lång tid det tar för de olika trädarterna att bli klimatneutrala i de tre olika städerna. Målet med arbetet är också att genom en litteraturstudie kartlägga det rådande vetenskapliga underlaget kring den klimatnytta trädplantering kan göra, sett ur olika skalor och infallsvinklar.

Syftet med studien är att belysa och klargöra stadsträds klimatpåverkan och roll i att bidra till negativa utsläpp i en svensk kontext. En förhoppning är att arbetet ska kunna bidra till en diskussion om klimatsmarta val av träd och vikten av att inte försumma nyplanterade träd genom undermåliga etableringsinsatser eller annan typ av misskötsel.

Resultatet från denna studie kan bidra till att konkretisera vad svenska stadsträd kan bidra med i den globala utmaningen att minska volymen av atmosfäriska växthusgaser för att kunna stävja de klimatförändringar som nu sker på vår planet. Arbetet kan fungera som ett vägledande underlag för främst landskapsarkitekter och landskapsingenjörer, men också samhällsplanerare, hållbarhetsstrateger och andra yrkesverksamma som arbetar med sammahållsbyggnad, urban grönstruktur och klimatfrågan om vilken trädvalsstrategi som snabbast blir *koldioxidnegativ* samt vilka basala planeringskriterier och förutsättningar som måste uppfyllas för att en trädplantering i stadsmiljö överhuvudtaget ska ha en chans att bidra till nettoupptag av växthusgaser.

Studien kan också bidra till en diskussion och problematisering kring svårigheterna med att kvantifiera och konkretisera stadsträds ekosystemtjänster i den detaljerade skalan.



## 1.3 Frågeställning

- Vad kan plantering av enskilda stadsträd ha för inverkan på växthusgasbalansen?
  - Hur stort är det totala klimatavtrycket från E-plantor av trädarterna *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* storlek alléträd 30-35 med rotklump odlade på Tönnersjö plantskola efter leverans, plantering och etablering i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå?
  - Hur lång tid tar det för de tre olika trädarterna att genom fotosyntes binda tillräckligt med koldioxid för att bli klimatneutrala efter etablering i parkmark i städerna Helsingborg, Stockholm respektive Umeå?
  - Vilket klimatavtryck har de tre trädarterna åstadkommit efter 50 år som parkträd i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå?

## 1.4 Avgränsningar

Detta examensarbete fokuserar i huvudsak på träd för plantering i stadsmiljö och de tre trädarterna *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* i synnerhet. I uppsatsen behandlas utsläpp av växthusgaser och upptag av koldioxid under kedjan från frö till etablerad trädplanta i parkmark, därefter behandlas enbart potentiellt upptag av koldioxid. Alltså inte eventuella utsläpp som sker vid olika skötselinsatser eller vid nedtagning och bortskaffning av trädet i slutet på dess livscykel. Trädens eventuella förmåga att på annat sätt bidra till minskade utsläpp behandlas inte i denna uppsats. Det kol som eventuellt kan bindas i jorden genom trädplantering eller odling är inte föremål för denna uppsats. Koldioxid- och lustgasutsläpp till följd av mineralisering av jordens kolförråd samt nedbrytning eller tillförsel av organiskt material i jorden från trädens förfall ligger utanför ramarna för den här uppsatsen. Eventuell klimatreglering genom förändrad albedo (reflektionsförmåga av solens strålar) till följd av plantering av träd behandlas inte i denna uppsats.

Uppsatsen avgränsas till att enbart undersöka trädarternas koldioxidbindning i de klimat som råder i städerna Helsingborg, Stockholm och Umeå. Hur ett eventuellt framtida varmare klimat påverkar trädens koldioxidupptag behandlas inte. Beräkningar av koldioxidupptag är begränsat till uppskattningar av trädens tillväxt i respektive stad. Konkreta mätningar av trädens tillväxt har inte varit möjligt att utföra under tidsramen för det här examensarbetet. På grund av arbetets tidsomfattning har beräkningar av utsläpp under odling, leverans och plantering inte kunnat göras detaljerat för varje enskilt moment eller insats. Vissa generaliseringar och antaganden har behövts göras för att hålla omfattningen inom rimliga gränser. Beräkningar av växthusgasutsläpp är begränsade till de uppgifter och data som lämnats av plantskolor, leverantör och anläggningsfirma som intervjuats.

## 1.5 Metod

Nedan beskrivs tillvägagångssätt för genomförandet av detta examensarbete. Arbetets resultat bygger på en litteraturstudie och en fallstudie av typen livscykelanalys. Litteraturstudien ger en bred orientering i ämnet utsläpp och upptag av växthusgaser kopplade till träd, främst i en urban kontext men också sett ur bestånds-, landskaps- och nationellt perspektiv.

Livscykelanalysen är indelad i fyra huvudsakliga delavsnitt: 1) odling, 2) leverans, 3) plantering och 4) koldioxidupptag av de tre trädarter som undersöks. Inom de första tre delavsnitten har tillvägagångssätt och hanteringsförlopp inventerats, utifrån detta har sedan utsläpp av växthusgaser beräknats. Inventering av trädodling har gjorts specifikt för Tönnersjö plantskola som ligger utanför Halmstad i Halland. Tönnersjö odlar inte träden hela vägen från frö eller stickling till försäljningsklara träd, utan köper in ett- till tvååriga trädplantor från plantskolan Ranviks Trädgård som ligger utanför Båstad i Skåne. Därför har inventering av odling även gjorts specifikt för Ranviks Trädgård. I det andra delavsnittet av livscykelanalysen behandlas utsläpp som sker under leverans av träden. Utsläpp som sker vid plantering och etablering av träden i parkmark behandlas i det tredje delavsnittet. I det fjärde delavsnittet behandlas, som benämningen antyder, enbart trädens upptag av koldioxid.

De tre trädarterna som undersöks valdes ut baserat på arternas vitt skilda tillväxthastigheter och energiinvesteringsstrategier (Reich, 2014). *Salix alba* är en art med mycket snabb tillväxt som tidigt lägger energi på att sprida ut sina rötter och investera i stam- och skotttillväxt. *Pinus sylvestris* har nästintill rakt motsatt överlevnadsstrategi, genom att investera sparsamt med sin energi på tillväxt de första åren för att istället säkerställa konkurrenskraft över längre tid. *Quercus rubra* har en energiinvesteringsstrategi på en nivå mellan *Salix alba* och *Pinus sylvestris* (Grime, Hodgson, & Hunt, 2007; Reich, 2014). Just dessa arter valdes även på grund av att de finns tillgängliga som E-plantor, vilket innebär att de är väl anpassade för svenskt klimat, har kvalitetssäkrade växtzonsangivelser och kommer från godkända frökällor som är friska och motståndskraftiga mot sjukdomar och skadegörare (E-planta, u.å.). En annan anledning att fokusera på E-plantor är att de odlas från frö i Sverige vilket gör det möjligt att i detalj ta reda på hur de odlas. Att inventering och analys av trädodling valdes för just Tönnersjö plantskola beror till stor del på en vilja från plantskolan att delta, men också på grund av att de odlar de tre specifika trädarterna som E-plantor samt att plantskolan är en större aktör verksam i en del av Sverige som många av landets trädplantskolor är belägna i. Försäljningsstorleken alléträd 30-35 valdes av anledningen att denna storlek är vanlig vid nyplantering av stadsträd och är rekommenderad minsta storlek i Stockholms stads handbok för projektering av växtbäddar för träd i stadsmiljö (Stockholms Stad, 2017). Helsingborg, Stockholm och Umeå valdes som teoretiska planteringsplatser för träden baserat delvis på att transportsträckans inverkan på växthusgasutsläpp skulle inkluderas men också för att kunna jämföra skillnader i koldioxidupptag för träden i delar av Sverige med olika växtklimatzoner.

## Litteraturstudie

En litteraturstudie har gjorts av det tillgängliga vetenskapliga underlaget gällande skog och trädskogs klimatnytta. Fokus har legat på huruvida träd i stadsmiljö kan skapa urbana kolsänkor. Litteraturstudie har även gjorts för utsläpp av växthusgaser som finns kopplade till stadsträd samt en bredare studie av klimatnyttan som skog och träd kan bidra till, sett ur ett globalt-, nationellt, landskaps- och beståndsperspektiv. Litteraturstudien ligger till grund för utförandet av livscykelanalysen, bidrar till en kritisk diskussion kring livscykelanalysens resultat samt möjliggör att den övergripande frågeställningen kan besvaras och diskuteras ur olika perspektiv.

Litteraturen som används har främst omfattat vetenskapliga artiklar och forskningsrapporter men också till viss del böcker, nyhetsartiklar och hemsidor som bedömts relevanta för studien. Sökningar efter litteratur har främst utförts i databaserna Primo, Epsilon, ResearchGate, Google Scholar och ScienceDirect samt genom sökning i sökmotorn Google. Även kontakt och rekommendationer från ämneskunniga har bidragit till att relevant litteratur hittats. I huvudsak har följande termer använts vid sökning av litteratur: *urban carbon sequestration, urban forest carbon sink, negative emissions forest, LCA tree production, LCA nursery, greenhouse gas inventory tree production, carbon footprint of trees, stadsträd kolsänka, livscykelanalys träd, ekosystemtjänster bindning av koldioxid, skog upptag koldioxid, negativa utsläpp*.

## Livscykelanalys

En livscykelanalys är en sammanställning och utvärdering av insatsvaror, produktion och potentiell miljöpåverkan av ett produktionssystem under hela dess livscykel, från "vaggan till graven". Livscykelanalysen i detta examensarbete har till stora delar guidats av specifikationer och riktlinjer i PAS 2050 (BSI, 2008), som är ett vägledande dokument från det brittiska standardinstitutet som specificerar utförandet av en livscykelanalys av växthusgasutsläpp för produkter och tjänster. Enligt riktlinjerna ska produkten eller tjänsten beskrivas i form av en tydligt definierad *funktionell enhet*, på engelska functional unit (FU). PAS 2050 bygger på ISO 14044:2006, vilket är den internationella standarden för livscykelanalys. PAS 2050 är dock specifikt inriktad på och erbjuder en konkret beskrivning av livscykelanalys för just växthusgaser (BSI, 2008). Växthusgasutsläpp har beräknats utifrån inventering av tillvägagångssätt och förbrukning av bränslen, energi, material och produkter under odling, leverans, plantering och etablering av 3 olika funktionella enheter (FU), det vill säga de tre träarterna *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* i försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump odlade av och levererade från Tönnersjö plantskola till plantering och etablering i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Beräkningar för mängden växthusgasutsläpp kopplade till odling, leverans och plantering av träden har baserats på utsläppsfaktorer för varje insats. Utsläpp har beräknats och sammanställts i massa koldioxidekvivalenter (kg CO<sub>2</sub>e) för varje FU.

## Inventering av odling, leverans och plantering

För att kunna beräkna utsläpp under odling, leverans och plantering har tillvägagångssätt under hanteringen av träden inventerats med fokus på insatser och materialanvändning som leder till växthusgasutsläpp. Inventeringar av utförandet under trädodlingen på Tönnersjö plantskola har inhämtats genom personlig kommunikation med Daniel Johansson, vd på Tönnersjö plantskola (20 maj 2019 & 12 juni 2019). Tönnersjö köper in sina trädplantor från Ranviks Trädgård plantskola i Båstad som två- eller ettåriga trädplantor. Inventeringar av utförandet under trädodlingen på Ranviks Trädgård har inhämtats genom personlig kommunikation med Henrik Strömblad, ägare av Ranviks Trädgård (17 juli 2019 & 8 augusti 2019).

Tillvägagångssätt och bränsleförbrukning vid frakt av trädplantor av storlek alléträd 30-35 med rotklump från Tönnersjö till plantering i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå har uppskattats i samråd med Roland Palm på Palms Åkeri i Trelleborg (personlig kommunikation, 29 maj 2019) och Henry Persson, produktionschef för anläggning på företaget Markkompaniet i Eslöv (personlig kommunikation, 30 augusti 2019). Distanen från plantskolorna till planteringsplats i Helsingborg, Stockholm och Umeå bestämts med hjälp av karttjänsten Google Maps. Det har antagits att träden fraktas i en fullastad lastbilstrailer med en och samma trädart direkt från plantskolan till planteringsplats utan mellanlagring via det tidsmässigt snabbaste vägvalet. Specifika platser för plantering i städerna har inte valts. För att bestämma distansen har vägbeskrivningssökningar gjorts i Google Maps mellan Tönnersjö plantskolas adress och städernas ortsnamn, det vill säga utan specifik adress. Detta har resulterat i slutdestinationer i de centrala delarna av städerna.

Information om tillvägagångssätt och data för bränsleförbrukning och materialanvändning vid plantering av träd i storlek alléträd 30-35 med rotklump har uppskattats i samråd med Henry Persson, produktionschef för anläggning på företaget Markkompaniet i Eslöv (personlig kommunikation, 20 juni 2019). Uppskattning av bränsleförbrukning har gjorts utifrån förutsättningarna att en fullastad lastbilstrailer med enbart *Salix alba*, *Quercus rubra* eller *Pinus sylvestris* har levererats för att planteras i öppen och lättillgänglig parkmark i städerna Helsingborg, Stockholm och Umeå.

I Bilaga A redogörs för hela inventeringen av hanteringsförlopp under odling, leverans och plantering som leder fram till att de tre FU som undersökts är etablerade i parkmark i Helsingborg, Stockholm eller Umeå. I figur 1, 2 och 3 under metodavsnittet *Flödesscheman* illustreras förenklat detta hanteringsförlopp och vad för förbrukning och tillförsel av material som inkluderats i beräkningar av växthusgasutsläppen.

## Systembegränsning – resonemang och antaganden

Utifrån data som inhämtats under inventeringen av odling, leverans och plantering tillsammans med utsläppsfaktorer för de olika insatserna har utsläpp av växthusgaser

beräknats. Hela hanteringsförloppet under odling, leverans och plantering av ett träd bildar ett system. För att kunna beräkna utsläppen från detta system har vissa gränser behövt sättas och vissa antaganden göras. Nedan beskrivs begränsningar, resonemang och antaganden kring hur utsläpp från olika insatser och moment beräknats. Vad som inte inkluderats i beräkningar av växthusgasutsläpp illustreras förenklat i figur 1, 2 och 3 under metodavsnittet *Flödesscheman*.

Fullständiga växthusgasutsläpp från verksamheter involverade i att producera den funktionella enheten bör enligt PAS 2050 inkluderas. Detta avser att inkludera utsläpp kopplade till drift av exempelvis lager, kontor eller butik som är en del i att möjliggöra produktion av den funktionella enheten, men som eventuellt är svårt att koppla till ett specifikt moment i livscykeln (BSI, 2008). Denna typ av utsläppsberäkning har inkluderats där det ansetts lämpligt och möjligt att på ett rättvist sätt fördela utsläppen per funktionell enhet. Aktörer involverade i odling, transport eller plantering som även bedriver annan verksamhet än just de specifika insatser som utförs under de tre trädarternas livscykler har därför inte beräknats utifrån fullständiga utsläpp, utan istället enbart beräknats utifrån de specifika insatserna som utförs under trädens livscykler.

Beräkningar av fullständiga växthusgasutsläpp, så som beskrivs i stycket ovan, har i livscykelanalysen endast gjorts för utsläpp från bränsle-, energi-, bekämpningsmedel- och gödselanvändning under odlingen på Tönnersjö. Dessa utsläppsposter har beräknats utifrån den fullständiga sammanlagda årliga förbrukningen, för att sedan fördelas per genomsnittligt totalt antal träd i odling under ett år. Därmed blir exempelvis allt ifrån elförbrukning för belysning på plantskolans kontor och laddning av eldrivna truckar till ogräsbekämpning och trädhantering som sker ute på fält inkluderat i beräkningen av växthusgasutsläppen. Detta leder till en förenklad uppskattning av förbrukning bränsle, energi, bekämpningsmedel och gödsel under ett år för ett träd. Vissa specifika år i odlingen av de tre olika trädarterna kommer den faktiska förbrukningen och tillförseln vara större än den genomsnittliga och vissa år vara mindre. De första odlingsåren, när plantorna är mindre, förbrukas mindre mängder bränsle, energi, bekämpningsmedel och gödsel per planta jämfört med de sista odlingsåren när plantorna är stora, kräver mer plats och väger mer och därmed innebär högre förbrukning och tillförsel per planta. Den faktiska förbrukningen av bränslen är också högre de år som träden omplanteras på grund av de maskininsatser detta kräver. Denna genomsnittliga årsförbrukning av bränslen, energi, bekämpningsmedel och gödsel resulterar i en uppskattad årlig förbrukning för ett genomsnittligt träd på Tönnersjö, ett genomsnitt av alla trädstorlekar och arter i odling. Denna årliga förbrukning för genomsnittsträdet har sedan multiplicerats med antalet år som *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* odlas på plantskolan för att uppnå försäljningsstorlek alléträd 30-35. Därigenom uppskattas totala utsläpp per träd från bränsle-, energi-, bekämpningsmedel- och gödselanvändning. Detta ger en heltäckande uppskattning av all förbrukning och tillförsel kopplad till trädodling på Tönnersjö.

Detta resonemang bygger på att all odling av träd i olika försäljningsstorlekar och av olika arter på Tönnersjö hänger samman i ett och samma odlingssystem, där odlingen av ett enskilt träd inte helt och hållet går att separera från den sammanlagda verksamheten på plantskolan.

Tönnersjö odlar endast träd och inga andra typer av växter. I odlingen hanteras alla trädarter mer eller mindre lika, exempelvis görs inte någon skillnad mellan trädarter med avseende på planteringsavstånd i fält, hur omplantering går till, näringsgivor eller ogräsbekämpning. Det som framförallt kan variera mellan olika trädarter är huruvida de till en början odlas i växthus, hur länge de odlas på fält innan omplantering sker samt hur länge de odlas total för att uppnå en specifik försäljningsstorlek.

Utsläpp kopplade till den specifika material- och produktanvändning i odlingen på Tönnersjö av *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* till alléträd 30-35 har beräknats utifrån den faktiska åtgången för varje trädart. Utsläppsberäkningar under odlingen på Ranviks Trädgård har gjorts helt och hållet utifrån uppskattningar av bränsle- och energiförbrukning vid varje enskilt moment under odlingen samt den faktiska material- och produktanvändning för respektive trädart. Detta har gjort delvis på grund av den kortare och enklare odlingsproceduren jämfört med odlingen på Tönnersjö, men också på grund av att det på Ranviks Trädgård även bedrivs annan typ av odling än plantskoleväxter. Detta gör det svårt att fördela verksamhetens fullständiga växthusgasutsläpp per odlad trädplanta.

Minst 95 % av de förväntade växthusgasutsläppen under livscykeln för en funktionell enhet bör beräknas enligt PAS 2050 (BSI, 2008). Därför har procentuellt marginella energi- och materialingångar i framförallt de initiala odlingsmomenten av träden exkluderats från utsläppsberäkningarna. Enligt PAS 2050 ska utsläpp kopplade till markanvändningsförändringar beräknas för förändringar som skett efter år 1990 (BSI, 2008). Eftersom Tönnersjös fält som träden odlas på har varit aktiva odlingsfält sedan långt innan 1990 har utsläpp från förändrad markanvändning inom trädodlingen exkluderats. De parkmarker som träden planteras i antas ha anlagts innan 1990, därför har utsläpp från förändrad markanvändning inte heller inkluderats för denna del av trädens livscykler (BSI, 2008).

Enligt PAS 2050 ska biogent bundet kol som under en produkts livscykel bryts ner eller förbränns till koldioxid inte beräknas som växthusgasutsläpp kopplade till produkten. Därför har koldioxidutsläpp från biomassa som komposteras på plantskolorna eller lämnas kvar i odlingsfälten inte inkluderats. Utsläpp kopplade till tillverkning och underhåll av kapitalvaror, det vill säga utrustning och faciliteter som används inom plantskoleodling, vid leverans eller vid trädplantering, har exkluderats från denna livscykelanalys (BSI, 2008).

Ett påslag för klimatavtrycket från odlingen av träd har gjorts utifrån resonemanget att de träd som överlever odlingen på plantskola, blir sålda och planterade på en slutgiltig växtplats ärver klimatavtrycket från de träd som dör under odlingen eller inte blir sålda. Hur stort detta ärvda klimatavtryck blir har beräknats utifrån hur stor andel av träden som dör respektive inte säljs och hur länge dessa träd i genomsnitt odlas. Exempelvis har det ärvda klimatavtrycket från ej sålda träd beräknats utifrån uppskattningen att 30 % av träden inte säljs och att dessa träd tas ur odling och läggs på kompost efter i genomsnitt 7 år. Av 100 odlade träd blir alltså 30 stycken komposterade. De 70 träd som blir sålda ärver därför klimatavtrycket från 7 års odling av de 30 träd som inte blir sålda. Utöver detta ärvs även det initiala klimatavtrycket

som dessa 30 ej sålda träd har från odlingen på Ranviks Trädgård. Utifrån samma princip har påslag gjorts för träd som dör under odlingen på Ranviks Trädgård samt träd som dör under odlingen på Tönnersjö beräknats. Vid leverans och plantering antas alla träd överleva och bli etablerade i sin växtbädd. Enligt PAS 2050 ska utsläpp under returskörning belasta en levererad produkt så länge inte ett nytt frakttupdrag utförs under sträckan (BSI, 2008). Efter att träden levererats till respektive stad antas att 90 % av retursträckan körs lastad med annat ekipage. Alltså belastas de levererade träden med 10 % av utsläppen under retursträckan.

Denna studie är inte en komplett livscykelanalys, eftersom alla moment under trädens livscykler inte behandlas. Hur träden sköts efter etablering i parkmark samt hur träden hanteras vid nedtagning och bortskaffning behandlas inte och utsläpp kopplat till dessa moment har därför inte beräknats. Beräkningar av trädens upptag av koldioxid har gjorts för trädens teoretiska totala kapacitet. Mängden inbunden koldioxid har alltså inte viktats utifrån hur länge koldioxiden hålls bunden från atmosfären. Att dessa aspekter inte inkluderats i livscykelanalysen innebär att avsteg gjorts från riktlinjerna i PAS 2050.

### Utsläppsberäkningar

Växthusgasutsläpp har beräknats utifrån utsläppsfaktorer för förbrukning och användning av bränslen, energi, produkter och material som sker under odling, leverans och plantering av träden. Beräkningar med utsläppsfaktorer avser utsläpp räknat i kilogram koldioxidekvivalenter (kg CO<sub>2</sub>e) vilket förutom koldioxid även inkluderar lustgas och metan. Exempelvis kan en utsläppsfaktor vara en funktion av volymförbrukningen av ett bränsle (kg CO<sub>2</sub>e per liter) eller massan av ett material som används (kg CO<sub>2</sub>e per ton). Utsläppsfaktorer har inhämtats genom litteraturstudier. Litteratur har inhämtats främst genom sökning i databaserna Primo, Epsilon, ResearchGate, Google Scholar och ScienceDirect samt genom sökning i sökmotorn Google. Hur utsläppsfaktorer använts och vad som inkluderats i beräkningarna av växthusgasutsläpp beskrivs utförligt i Bilaga B.

### Beräkningsmetod för koldioxidupptag och tidpunkt för när träden blir klimatneutrala

Trädens koldioxidupptag under odling och som planterade träd i städerna Helsingborg, Stockholm och Umeå har beräknats med hjälp av datorprogrammet i-Tree Eco. Beräkningarna är utförda utifrån uppskattade mått av trädens höjd, stamhöjd, kronbredd och diameter vid brösthöjd (dbh). Dessa mått har uppskattats av fyra tillfrågade trädexperter med kompetenser inom landskapsarkitektur och skogsvetenskap. Måtten uppskattades för alla tre arter för den storlek träden har vid planteringstillfället, det vill säga när träden har stamomkrets 30-35 cm, samt vartannat år under 16 års tid efter att träden fått växa i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Utöver detta uppskattades även måtten för de tre arterna när de fått växa i 50 år i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Tabeller med de uppskattade måtten för de tre trädarterna redovisas i Bilaga C.

Från dessa uppskattningar beräknades med hjälp av i-Tree Eco mängd bundet kol i trädens stam, grenar och rötter. För *Pinus sylvestris*, som är en städsegrön trädart, har även kol

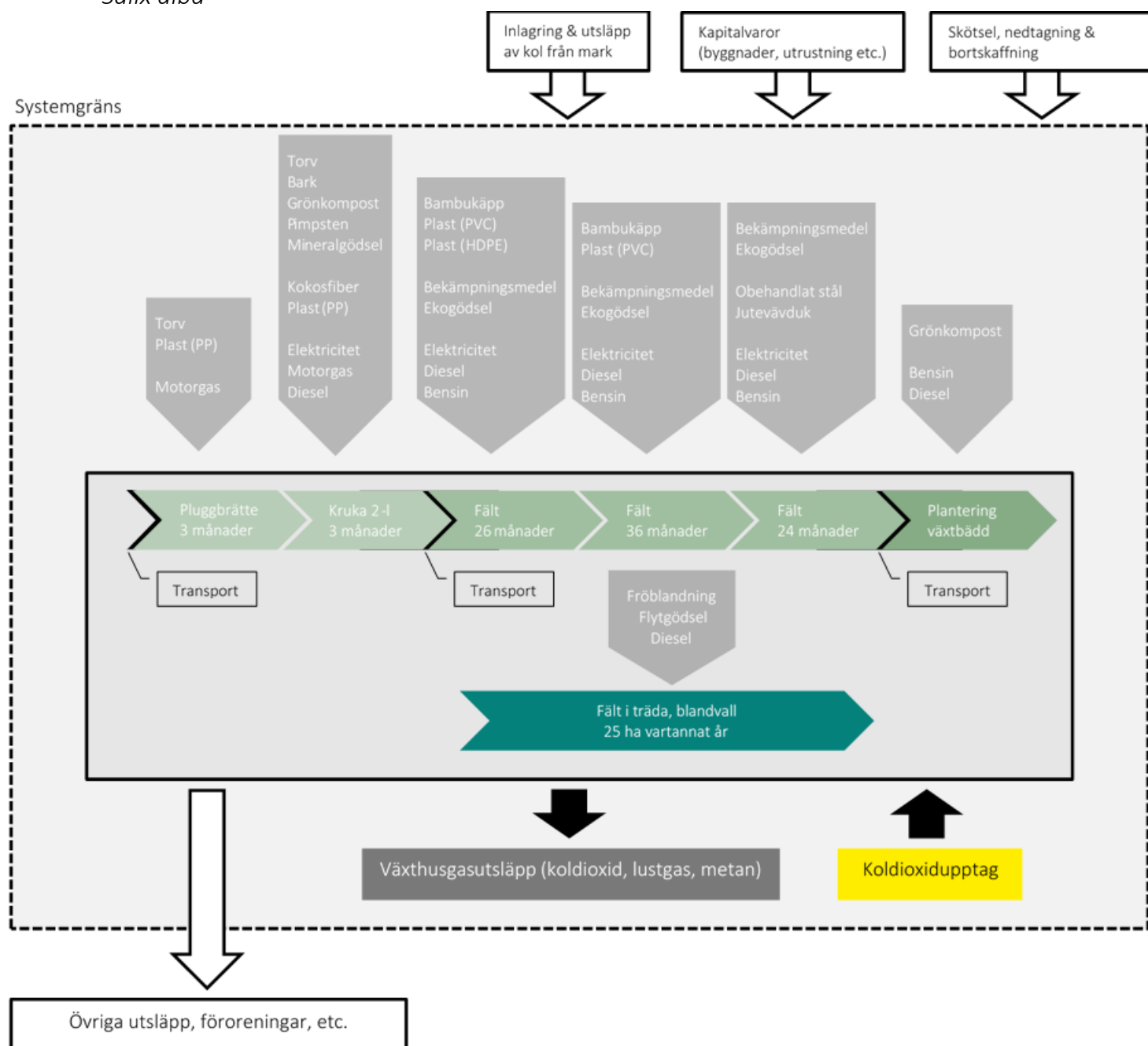
bundet i barr inkluderats. i-Tree Eco beräknar mängden bundet kol baserat på allometrisk ekvationer för varje trädart (i-Tree, u.å.). Mängden inbundet kol omvandlades sedan till mängden CO<sub>2</sub> som tagits upp från atmosfären med faktorn 3,67 (Mcpherson, Van Doorn, & Peper, 2016). Ett träd anses vara klimatneutralt efter den växtsäsong som trädets totala koldioxidupptag överstiger totala växthusgasutsläpp fram tills trädets etablering. Exempelvis; ett träd som någon gång under den åttonde växtsäsongen efter plantering tagit upp lika mycket koldioxid som sammanlagt släppts ut vid odling, leverans, plantering och etablering anses således vara klimatneutralt år 8 efter plantering.



## Flödesscheman

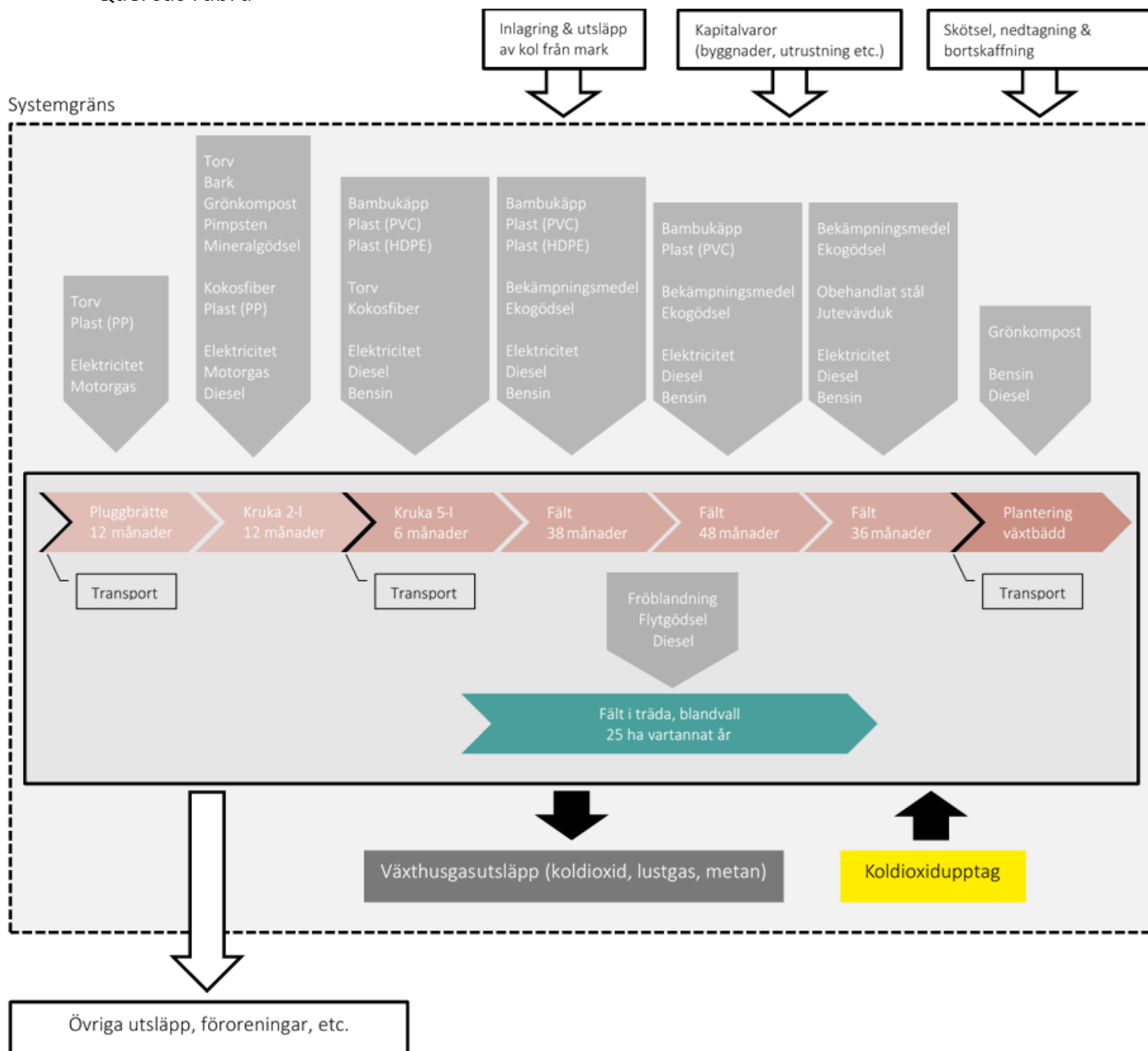
I figur 1, 2 och 3 illustreras förenklat tillvägagångssätt, hanteringsförlopp samt material- och energiinsatser under odling, leverans och plantering av *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* i storlek alléträd 30-35 med rotklump. Moment i trädens livscyklar, växthusgasutsläpp och koldioxidupptag som ligger utanför systemgränsen har exkluderats från livscykelanalysen. Annan direkt eller indirekt miljö- och klimatpåverkan eller föroreningar ligger också utanför systemgränsen.

### *Salix alba*



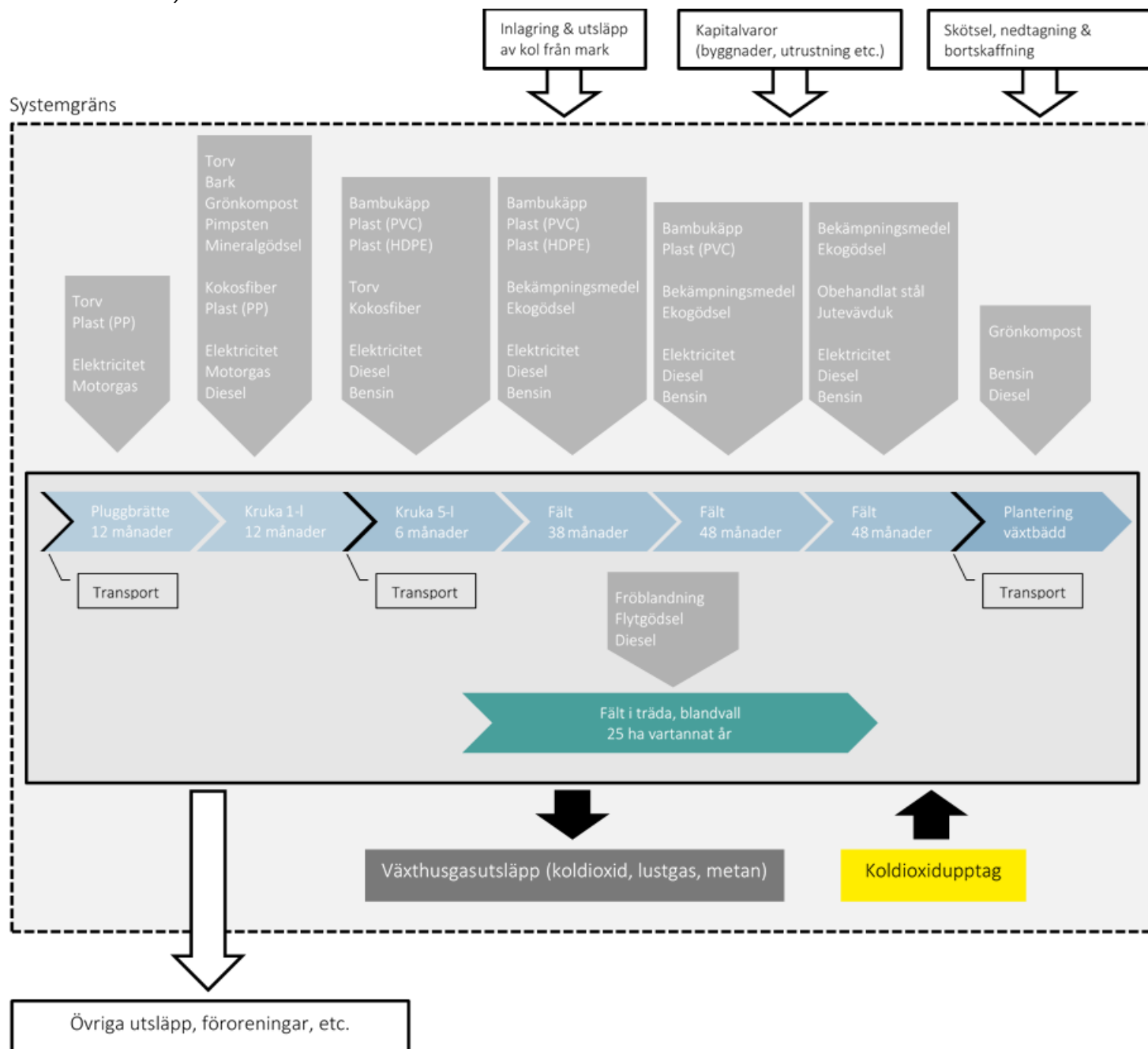
Figur 1. Figuren visar systemet som undersökts vid odling, leverans och plantering av *Salix alba* samt vilka huvudsakliga flöden av material och energi som inkluderats.

## Quercus rubra



Figur 2. Figuren visar systemet som undersökts vid odling, leverans och plantering av *Quercus rubra* samt vilka huvudsakliga flöden av material och energi som inkluderats.

# Pinus sylvestris



Figur 3. Figuren visar systemet som undersökts vid odling, leverans och plantering av *Pinus sylvestris* samt vilka huvudsakliga flöden av material och energi som inkluderats.

## 1.6 Begreppsförklaring

<b>Klimatpositiv:</b>	Avser i detta arbete åtgärder som har nettopositiv effekt på att minska atmosfärens växthusgashalt.
<b>Koldioxidnegativ:</b>	Syftar på upptag och inbindning av koldioxid från atmosfären.
<b>Kolsänka:</b>	Ett ekosystem, exempelvis en skogen, som har ett nettoupptag av koldioxid och därmed utgör ett sammantaget växande kolförråd (Naturvårdsverket, 2018d).
<b>GWP:</b>	Förkortning av <i>global warming potential</i> och är ett mått på hur potent en specifik växthusgas är i relation till koldioxid över en given tidsperiod. GWP för koldioxid från en fossil källa över en 100-årsperiod är 1, medan koldioxid från en biogen källa är 0. GWP-värde för andra växthusgaser står i relation till fossil koldioxid (BSI, 2008).
<b>Koldioxidekvivalent:</b>	Förkortas CO <sub>2</sub> e och är en enhet som används vid beräkningar av växthusgasutsläpp. För andra växthusgaser än koldioxid konverteras utsläppen till CO <sub>2</sub> e med växthusgasens GWP-värde. CO <sub>2</sub> e används för att kunna beräkna, sammanställa och jämföra utsläpp av olika växthusgaser (BSI, 2008).
<b>FU:</b>	Förkortning av det engelska begreppet <i>functional unit</i> (funktionell enhet på svenska), som används inom livscykelanalyser för att definiera den produkt eller tjänst som analyseras (BSI, 2008).
<b>Stadsträdspopulation:</b>	Syftar på det samlade beståndet träd inom en stad.
<b>dbh:</b>	Förkortning av <i>diameter at breast height</i> , som översatt till svenska betyder diameter vid brösthöjd, och är ett mått på ett träds stamdiameter 1,37 meter över marken (Nowak, Stevens, Sisinni, & Luley, 2002).
<b>LPP:</b>	Förkortning av begreppet <i>last positive point</i> , som översatt till svenska betyder den sista positiva tidpunkten. I ett sammanhang där ett nytt likvärdigt träd ersätter ett föregående träd som antingen dött eller avverkats samtidigt som förbränning av fossila bränslen sker vid plantering, skötsel, avverkning och bortskaffning under trädens livscyklar, kommer de sammanlagda utsläppen av växthusgaser så småningom att närma sig den potentiella mängd

koldioxid som trädet på platsen kan binda. Den tidpunkt efter plantering av det första trädet i platsens återplanteringsomlopp som de totala utsläppen överstiger trädets kapacitet att binda koldioxid blir den sista positiva tidpunkten (LPP). LPP kan användas som mått en trädplanterings långsiktiga klimatavtryck, där trädartens storlek och livslängd samt skötselnivån avgör hur lång tid det tar innan LPP nås (Nowak m.fl., 2002).

**Alléträd 30-35:**

Benämning på träd i plantskoleodling som har en rak stam fri från sidogrenar, är äldre än ett år och har en krona som är välutvecklad och uppbyggnadsbeskuren. Ett annat namn för alléträd är *högstam*. 30-35 syftar på cm stamomkrets mätt ungefär en meter över marken (GRO Plantskolor, 2012).

**Träd med rotklump:**

Ett försäljningsklart träd som fältodlats på plantskola som tillsammans med sitt rotsystem och den jord eller torv som trädet odlats i grävts upp för att få rötter och omkringliggande växtsubstrat emballerat i en så kallad rotklump, vanligtvis med någon typ av skyddande väv. Större träd som omplanterats tre eller fler gånger måste ha ett ytterligare skydd av rotklumpen i form av en trådkorg i obehandlat stål (GRO Plantskolor, 2012).

## *2. Resultat - litteraturstudie*

---



## 2. Resultat - litteraturstudie

I detta kapitel redogörs för resultatet från litteraturstudien som utförts i detta examensarbete. Litteraturstudien inleder brett med en beskrivning av den övergripande problemrymden. Sedan presenteras ett vetenskapligt underlag för trädets koldioxidreglerande funktion utifrån en storskalig infallsvinkel, närmare bestämt skog sett ur ett nationellt, landskaps- och beståndsperspektiv, för att därefter succesivt smalna ner till den koldioxidreglering ett enskilt träd kan bidra med samt vilka växthusgasutsläpp plantering av ett stadsträd kan medföra under sin livscykel.

### Introduktion och problemrymd

För att motverka och minimera de globala klimatförändringar som sker till följd av växthusgasutsläpp som orsakas av mänsklighet antog Sveriges riksdag under 2017 ett nytt klimatpolitiskt ramverk med målet att Sverige år 2045 ska ha noll nettoutsläpp av växthusgaser och därefter åstadkomma negativa utsläpp (Prop. 2016/17:146). Naturvårdsverket har på uppdrag av regeringen tagit fram ett underlag till en klimatpolitisk handlingsplan. En sådan klimatpolitisk handlingsplan ska vart fjärde år lämnas från regeringen till riksdagen (Naturvårdsverket, 2019b). I Naturvårdsverkets underlag för den handlingsplan som ska lämnas in till riksdagen under 2019 sammanfattas den övergripande utmaningen såhär:

*”En global omställning från koldioxidintensiv till koldioxidneutral utveckling kräver genomgripande förändringar av våra samhällen som ska ske under en, historiskt sett, kort tidsperiod. Stora globala kapitalflöden som idag investeras i energi- och resurskrävande samhällsbyggande och ett fossilbaserat energisystem behöver istället styras mot satsningar som främjar förnybar energi, energieffektiviseringar och koldioxidneutrala material.”*  
(Naturvårdsverket, 2019b, s. 8)

Naturvårdsverket framhäver tre huvudsakliga utmaningar som behöver hanteras i handlingsplanen:

1. Transportsystemet behöver ställas om och bli mer transporteffektivt och energieffektivt samtidigt som det övergår till förnybara drivmedel.
2. Industrins utsläpp måste minska till nära noll genom utveckling och marknadsintroduktion av ny teknik samt energieffektivisering och ersättning av fossila bränslen. En skärpning av EU:s utsläppshandel (EU ETS) är centralt för att åstadkomma detta.
3. Förutsättningar för att **avskilja**, transportera och **lagra koldioxid** måste skapas för att möjliggöra **negativa utsläpp** och minska utsläpp från industrin.

Den tredje punkten faller under det som kallas *kompletterande åtgärder* (Naturvårdsverket, 2019b). Utsläppsnivåerna ska år 2045 vara minst 85 % lägre än de var år 1990, resterande 15% ska täckas upp av kompletterande åtgärder. Detta motsvarar ungefär 11 miljoner ton *koldioxidekvivalenter* (CO<sub>2</sub>e). Efter år 2045 är kompletterande åtgärder helt centrala för att negativa utsläpp ska kunna bli verklighet (Prop. 2016/17:146). Med dagens globala utsläppsnivåer kommer det inom 10 år inte längre vara möjligt att nå målet om en global temperaturökning under 1,5 °C. Den mängd växthusgaser mänskligheten "har råd" att släppa ut och ändå ha en chans att klara 1,5-gradersmålet benämns ibland för koldioxidbudget. Ju mer koldioxidbudgeten överskrids, desto större blir behovet av metoder för negativa utsläpp som kan reversera de utsläpp som redan skett (Naturvårdsverket, 2019b).

Naturvårdsverket belyser att potentialen i Sverige för avskiljning och lagring av biogen koldioxid är stor. De ser ett behov av forskning, utveckling och demonstration av tekniker och tillvägagångssätt samt stärkta ekonomiska incitament för att realisera negativa utsläpp i Sverige (Naturvårdsverket, 2019b). *Carbon Capture and Storage* (CCS) är en teknik som går ut på att koldioxid, som kan komma från både biogena och fossila källor, avskiljs, transporteras och lagras under marken (Alcalde m.fl., 2018). När koldioxiden kommer från biomassaanvändning (bio-CCS eller BECCS) sker negativa utsläpp genom att den naturliga kolcykeln bryts. CCS med fossila källor klassas istället som utsläppsminskningar. I dagsläget finns endast 19 CCS-anläggningar och en bio-CCS-anläggning i världen. Sammanlagt lagras dessa anläggningar 30 miljoner ton koldioxid årligen. Den realiserbara svenska potentialen för dessa tekniker analyseras under 2019 av regeringens klimatpolitiska vägvalsutredning (Naturvårdsverket, 2019b).

En annan kompletterande åtgärd som kan bidra till negativa utsläpp är att öka kolsänkan i landskapet genom förändrad markanvändning och skogsbruk (Naturvårdsverket, 2019b). Realiserbarheten för detta analyseras också av den pågående klimatpolitiska vägvalsutredningen. Vad gäller ökad kolsänka i skog lyfter Naturvårdsverket fram potential i ökad andel löv- och blandskog, förlängda omloppstider och ökad användning av förädlad växtmaterial och exotiska trädslag som skulle kunna öka produktionsgraden. Att öka kolsänkan på betesmarker genom träd- och buskplantering lyfts också fram. Ett framtida varmare klimat i Sverige kan innebära ökad skogstillväxt och därmed ökad kolinlagring. Men klimatförändringarna kan också komma att leda till att naturliga skadehändelser som torka, bränder, stormar och skadedjursangrepp förekommer mer frekvent, med konsekvensen att inlagrat kol återgår till atmosfären. Totalt beskogas Sverige med cirka 20 000 hektar årligen, vilket är dubbelt så stor markareal som avverkas. Enligt Naturvårdsverket finns det troligtvis större samhällsekonomisk gynnsamhet och långsiktiga förutsättningar för åtgärder som inte enbart ökar landskapets kolsänka, utan också bidrar till andra ekosystemtjänster, miljömål och samhällsmål (Naturvårdsverket, 2019b).

Just ekosystemtjänster är något som ofta lyfts fram som viktigt för hållbara och kvalitativa urbana livsmiljöer. Ekosystemtjänster kan beskrivas som de funktioner som ekosystemen



bidrar och försörjer oss människor med genom att förbättra våra livsvillkor och vårt välmående (Dahl m.fl., 2017). Ekosystemtjänster brukar delas in i fyra kategorier. Bindning av koldioxid från atmosfären faller under kategorin *reglerande* ekosystemtjänster. Till de reglerande ekosystemtjänsterna hör också förbättrad luftkvalité och lokalklimat, mildring av extremväder, bullerdämpning, vattenrening, erosionsskydd, jordreglering, pollinering och biologisk skadedjurs- och sjukdomsbekämpning. Till *stödjande* ekosystemtjänster räknas bland annat habitat för växter och djur samt biologisk mångfald. De *kulturella* ekosystemtjänsterna innefattar rekreation, sociala interaktioner, sinnliga upplevelser samt främjande av mental och fysisk hälsa. Den fjärde kategorin är *försörjande* ekosystemtjänster och hit hör bland annat mat, färskvatten, råmaterial och energiutvinning. Olika sorters ekosystem bidrar till dessa tjänster i varierande grad. Sammantaget finns det en stor potential för natur inom stadsmiljöer att erbjuda ekosystemtjänster som ur flera olika perspektiv bidrar till en god urban livsmiljö och hållbar utveckling (Dahl m.fl., 2017). Bindning av koldioxid är en ekosystemtjänst som bör värderas kvantitativt (Naturvårdsverket, 2015).

Värdering av grönytors ekosystemtjänster är något som på senare tid blivit allt vanligare inom samhällsbyggnadsbranschen (Kennerstedt & Pereira de Moraes, 2019). Exempel på modeller som i olika skeden i byggprocessen används för att värdera grönytors ekosystemtjänster är Grönytefaktor, Citylab, Miljökonsekvensbeskrivning, BREEAM-SE, Miljöbyggnad, och Trafikverkets Klimatkalkyl. Kennerstedt och Pereira de Moraes (2019) har i deras examensarbete undersökt hur dessa modeller behandlar just ekosystemtjänsten koldioxidreglering och funnit en allmän avsaknad av kvantitativ värdering av grönstrukturens förmåga att binda koldioxid. Grönstrukturens koldioxidreglerande förmåga nämns i vissa av modellerna, men utan att vidare följas upp eller värderas. En av arbetets slutsatser är att det råder stor osäkerhet kring olika typer av grönytors kolsänkekapacitet och att det behövs mer forskningsunderlag för att säkerställa vilken konkret potential det finns i att inkludera koldioxidreglering i värderingsmodeller för grönstruktur (Kennerstedt & Pereira de Moraes, 2019).

I skenet av den globala förhöjningen av växthuseffekten och klimatförändringarna det kommer leda till samt det svenska klimatpolitiska ramverket med målet om negativa utsläpp efter år 2045 är det relevant att kvantitativt undersöka potentialen hos grönstruktur i stadsmiljö att binda in koldioxid från atmosfären. Detta är en av de grundläggande utgångspunkterna för den här uppsatsen. Att upptag av koldioxid av städernas vegetation allt oftare framförs som en av många viktiga ekosystemtjänster, men sällan konkretiseras till mer än en positiv sidoeffekt i en svensk samhällsbyggnadskontext är också en utgångspunkt till att närmare utreda den kvantitativa potentialen i denna ekosystemtjänst.

## 2.1 Skogen, kolcykeln och klimatpåverkan

Här presenteras inledningsvis en enkel beskrivning av varför klimatet globalt blir varmare och hur grundämnet kol förhåller sig till detta. Därefter redogörs för den svenska skogens koldioxidreglerande förmåga och de grundläggande mekanismer detta bygger på men också hur koldioxidreglerande förmågan förhåller sig till skogens struktur och hur den brukas.

### Kolet och klimatet

Grundämnet kol (C) är den stora huvudrollsinnehavaren i planetens klimatreglering (Björheden, 2019). Var och i vilken form kolet befinner sig avgör dess effekt för klimatet globalt. Alla samspelande processer som påverkar klimatet är ännu inte helt klarlagda. Dock har forskningen kunnat visa på att planetens klimat över tid har varierat kring ett jämviktsförhållande. Specifika händelser så som stora vulkanutbrott har bevisats haft tydlig påverkan på klimatet genom förhöjd medeltemperatur. Detta har sedan över tid reverserats genom planetens samspelande naturliga processer. Mänsklig aktivitet har sedan industrialiseringen bidragit till en onaturlig frigörelse av kol genom förbränning av fossila koldepåer så som olja, stenkol och naturgas, men också genom stora förändringar av markanvändning, utdikning av torvmarker, avskogning och cementtillverkning. Detta har frigjort stora mängder kol i form av växthusgasen koldioxid ( $\text{CO}_2$ ) till atmosfären. Koldioxidhalterna i atmosfären har sedan industrialiseringen ökat från ungefär 300 ppm (0,03 %) till att idag ligga på över 400 ppm (0,04 %)(Björheden, 2019).

Förhöjda halter koldioxid i atmosfären och även andra växthusgaser som exempelvis metangas och lustgas, bidrar till ökad global medeltemperatur genom att de minskar mängden solenergi som reflekteras av jordklotet (Björheden, 2019). Detta leder till en förstärkning av atmosfärens växthuseffekt med förhöjd medeltemperatur och klimatförändringar som resultat. Världshaven har en mycket stor kolreglerande förmåga. Uppskattningsvis innehåller världshaven ungefär 50 gånger så mycket kol som atmosfären. Atmosfärens förhöjda halter koldioxid leder till att även havens kolhalt ökar, främst i bunden form som karbonat ( $\text{CO}_3^{2-}$ ). Det är idag inte klarlagt vad för effekter de ökande kolhalterna i världshaven kommer att få. På grund av denna osäkerhet finns det anledning att sträva efter att minimera påverkan av den naturliga balansen i atmosfärens och världshavens kolutbyte (Björheden, 2019).

### Kolets kretslopp i skog

Den svenska landskapsbilden domineras av skog, 28 miljoner hektar av stora kulturella, ekologiska och ekonomiska värden (Fransson, 2017). Skog som växer omvandlar koldioxid från atmosfären till bundet kol i levande biomassa och i organiskt material i marken. Skogens förmåga att binda kol är en del i det som brukar kallas *kolcykeln*. Grundämnet kol är en mycket viktig beståndsdel i alla levande varelser och organismer och rör sig i ett kretslopp i

olika ekosystem och mellan geosfär, hydrosfär och atmosfär. Fotosyntesen hos växter är en av grundpelarna som möjliggör liv på jorden. Processer i biosfären (landbaserade ekosystem) och hydrosfären (haven) bidrar till att reglera koldioxidhalterna i atmosfären. Växter kan i sina gröna delar (blad och barr) genom fotosyntes fixera koldioxid från atmosfären. Förenklat innebär fotosyntesen att växten omvandlar vatten, koldioxid och ljusenergi till druvsocker och syre. Ett träd som växer kan sedan omvandla det enkla druvsockret till nödvändig cellulosa, hemicellulosa, lignin och stärkelse. Kol som binds av ett träd kommer lagras i trädets vedartade delar, det vill säga i stam, grenar, kvistar och förvedade rötter (Björheden, 2019). Ungefär hälften av ett träds torrsvikt består av kol. Den exakta andelen kol varierar mellan trädarter. I genomsnitt har barrträd en något högre andel kolinnehåll än lövträd; 47–55 % respektive 46–50 %. Detta beror på en genomsnittligt högre ligninhalt hos barrträd (Lamloom & Savidge, 2003). Ungefär hälften av det kol ett träd binder förblir bundet i biomassan. Den andra hälften frigörs i form av koldioxid som en produkt av trädets andning. Andningen är nödvändig för trädet för att frigöra kemisk energi. Detta sker genom oxidering av organiska molekyler som resulterar i att bundet kol frigörs till atmosfären i form av koldioxid (Kulmala, 2009).

Dött växtmaterial som lämnas kvar orört i en skog kommer över tid att brytas ner av organismer som lever på den energi och näring som kan utvinnas från den döda biomassan (Björheden, 2019). Denna nedbrytning resulterar i att vatten och koldioxid frigörs tillbaka till atmosfären. Vedartade växtdelar bryts ner långsammare än blad, barr och finkvistar. Temperatur samt tillgång på vatten och syre spelar stor roll för hur lång tid nedbrytningen tar. Fuktiga och syrefattiga förhållanden leder till mycket långsam nedbrytning. Torvmossar är ett resultat av dessa förhållanden. Väldigt torra förhållanden leder också till långsam nedbrytning av biomassa (Björheden, 2019).

År 2017 uppskattades att svenska produktionsskogar utgjorde ett kolförråd på ungefär 1160 miljoner ton kol (Björheden, 2019). I oxiderad form motsvarar detta ungefär 4257 miljoner ton koldioxid (ca 4,2 miljarder ton). Ytterligare 100 miljoner ton kol finns i dessa skogar bundet i död ved. I den svenska produktionsskogen är andelen levande biomassa fördelad till 55 % i stamved och bark, 20 % i grenar, löv och barr och 25 % i stubbe-rotsystem (Fransson, 2017).

Även skogsmarken, det vill säga själva jorden som skogen växer på, är en del av kolförrådet i en växande skog (Stendahl, 2017). Om beskogad mark omvandlas till jordbruksmark kommer det markbundna kolet frigöras till atmosfären. Ny- eller återplantering av skog har motsatt effekt (Post & Kwon, 2008). Vid kalavverkning av skog kommer först det markbundna kolet att öka till följd av att avverkningsrester, stubbar och rötter lämnas kvar. Därefter kommer detta markbundna kol att successivt brytas ner och frigöras som koldioxid till atmosfären. Om kalhygget återplanteras eller lämnas till naturlig succession kommer det efterhand att ske en återställning av markkolet. För en produktionsskog tar det mellan 20 till 30 år innan markkolet återställts till de nivåer som rådde innan avverkning. En uppvuxen sluten skog genererar

vanligtvis förnafall (biomassa) som leder till att markkolsnivåerna ökar och bibehålls. En ungskog har vanligtvis mycket lite förnafall vilket resulterar i att kolmängderna i marken inte kan byggas på och bevaras (Stendahl, 2017). Svensk produktionsskog har i genomsnitt ett förråd av kol i marken på ungefär 75 ton kol per hektar ner till 100 cm djup (Björheden, 2019).

Svensk produktionsskog har sammanlagt ett kolförråd i marken på ungefär 1800 miljoner ton kol, alltså betydligt mer än det 1160 miljoner ton kol som finns bundet i levande biomassa på samma yta. Skogbevuxna torvmarker i Sverige har ett kolförråd på ungefär 510 miljoner ton kol (Stendahl, 2017). Dessa siffror för kolförråd i marken är dock inte heltäckande för all svensk skog då ungefär 7 miljoner hektar ej produktiv skogsmark samt träd- och buskmark har exkluderats. Även dessa marktyper, som tillsammans utgör ungefär 26 % av den svenska skogsmarken, innehåller betydande mängder markbundet kol (Björheden, 2019).

Det uppskattas att den årliga inlagringstakten av markkol i svenska skogsmarker har varit ungefär 7 kg kol per hektar sedan inlandsisens avsmältning (Björheden, 2019).

Inlagringstakten av markkol varierar dock kraftigt beroende på klimat, trädslag, bruksform och naturliga störningar så som skogsbränder och stormar. På torftig tundra kan den årliga inlagringstakten i marken vara ungefär 2 kg kol per hektar medan det på näringsrika produktiva skogsmarker kan lagras så mycket som 100 kg markkol per hektar årligen (Schlesinger, 1990).

Inlagring av koldioxid i växande skog, i skogsmark och genom produktion av träprodukter tillsammans med utsläpp av växthusgaser från torvmarker, nedbrytning av död biomassa, markdränering, gödselanvändning och skogsbränder resulterar i att den svenska skogen sammantaget bidrar stort till negativa utsläpp. År 2016 låg det sammantagna resultatet på ungefär 49,5 miljoner ton CO<sub>2</sub>e nettoupptag (Naturvårdsverket, 2018h). Som en jämförelse låg Sveriges totala territoriella växthusgasutsläpp samma år på ungefär 52,9 miljoner ton CO<sub>2</sub>e. Svenska utsläpp kopplade till utrikes transporter var 2016 ungefär 9,4 miljoner ton CO<sub>2</sub>e (Naturvårdsverket, 2018e). Dessa utsläpp tillsammans med utsläpp i andra länder kopplade till svensk konsumtion landar på totalt 101,1 miljoner ton CO<sub>2</sub>e år 2016 (Naturvårdsverket, 2018a). Sedan 1990 har nettoupptaget av koldioxid i svenska skogar succesivt ökat, till följd av att tillväxten har varit större än avverkningen och att kol inlagras i skogsmarken. Större stormar som skördat stora arealer skog har inneburit avbrott i ökningen av nettoupptaget. Det faktum att den svenska skogen år efter år binder mer kol än den släpper ut gör den till en så kallad *kolsänka* (Naturvårdsverket, 2018f).

Sveriges nationella utsläppstatistik brukar delas in i olika kategorier där skogen och skogsbruket ingår i kategorin markanvändning, förändrad markanvändning och skogsbruk. År 2016 stod denna kategori sammantaget för negativa utsläpp av ca 44,5 miljoner ton CO<sub>2</sub>e (Naturvårdsverket, 2018e). På engelska heter denna kategori *Land Use, Land-Use Change, and Forestry* och brukar förkortas LULUCF. Förutom utsläpp och upptag kopplade till skogen inkluderas här även utsläpp kopplade till våtmarker, åkermarker, betesmarker och bebyggda

marker. Anläggning av bebyggelse och infrastruktur i Sverige innebar 2016 utsläpp av ungefär 2,3 miljoner ton CO<sub>2</sub>e (Naturvårdsverket, 2018f).

I skogar som inte brukas kommer de flesta nischer i beståndet att utnyttjas av levande träd och växter (Björheden, 2019). Över tid kommer en obrukad skog att närma sig dess maximala kapacitet att lagra kol. Tillväxt av biomassa kommer att balanseras av lika stor nedbrytning av dött växtmaterial. Kolförrådet kommer vara nära den teoretiskt maximala kapaciteten men fluktuera något beroende på störningar som exempelvis skogsbränder och stormar. I en brukad skog kommer det konkreta kolförrådet att variera i takt med skogsbrukets omloppstid. Den brukade skogens kolförråd kommer inte att nå samma nivå som vad en teoretisk obrukad skogs kolförråd skulle vara på samma plats (Björheden, 2019).

Virkesskörden från skogsbruket leder dock till att ett kolförråd byggs upp i form av långlivade träprodukter samtidigt som nettoinbindningen av kol fortsätter i skogen efter återplantering (Björheden, 2019). Ju längre tid som träprodukterna används och ju fler gånger de återvinns till en annan form av träprodukt desto bättre klimatnytta gör skogen som helhet. Av det virke som skördas i den svenska skogen används ungefär hälften av biomassan tämligen omgående till energiutvinning, främst till värme och elkraft. Detta resulterar i att virkets inbundna kol återgår i form av koldioxid till atmosfären (Björheden, 2019). Förutom det konkreta kolförrådet som byggs på i den växande skogen och i det avvercade virket innebär nyttjandet av skogens resurser också att växthusgasutsläpp kan minska eller undvikas genom att skogens biomassa används i utbyte mot andra material eller energikällor som hade inneburit större utsläpp. Det uppskattas att den svenska skogen inklusive dessa undvikta utsläpp bidrar med en klimatnytta på ungefär 60 miljoner ton CO<sub>2</sub> årligen och att det finns potential att öka detta med ytterligare 40 miljoner ton CO<sub>2</sub> (Lundmark m.fl., 2014). Även om dessa undvikta utsläpp och utsläppsminskningar är positiva för att minimera klimatförändringarna så kan de inte räknas som negativa utsläpp (Naturvårdsverket, 2019b).

Flertalet studier om hur skogsbruk relaterar till upptag av koldioxid tyder på att högsta möjliga produktion av biomassa väger tungt ur ett klimatnyttoperspektiv, då detta leder till högst sammantagen inbindning av kol i växande träd, i skogsmark och träprodukter sett över en längre tidshorisont (Lundmark m.fl., 2014; Lundmark, Poudel, Stål, Nordin, & Sonesson, 2018; Sonesson m.fl., 2017). Att förlänga användningen av de producerade träprodukterna och förbättra möjligheterna till återanvändning skulle ytterligare förstärka skogens klimatnytta (Björheden, 2019). Genom att införa teknik för bio-CCS inom skogsindustrin kan kol som först fixerats av skogens träd även brytas loss från kretsloppet, vilket leder till potential för skogen att bidra till negativa utsläpp i ännu högre grad. Ett ensidigt fokus på skogsbrukets produktion av så mycket biomassa som möjligt står däremot i konflikt med många andra mål och värden som skogen bidrar till (Björheden, 2019).

På kortare sikt (upp till mellan 80 och 100 år) kan ett uppehåll av brukandet av skogen innebära större positiv effekt på växthusgasbalansen. En produktionsskog som lämnas orörd

innebär att utsläpp från avverkning och produktion upphör samtidigt som skogen tillåts bygga upp större kolförråd i levande biomassa. Över tid kommer dock en skog som lämnas orörd uppnå ett jämviktsläge mellan tillväxt och naturlig nedbrytning av biomassa. Men som en akut åtgärd för att bromsa klimatförändringarna kan det vara lämpligt att under några årtionden temporärt upphöra med brukandet av skogen (Lundmark & Hannerz, 2017). I ett sådant scenario skulle antagligen konsumtionen av produkter och energi baserade på skogsbrukets råvaror behöva minska eller bytas ut mot konsumtion av andra råvaror (Lundmark m.fl., 2014). Om konsumtionen byts ut mot exempelvis plast, petroleum och cement finns det risk att netto nyttan för att minska klimatförändringarna begränsas (Lundmark & Hannerz, 2017).

Naturvårdsverket ansvarar för Sveriges nationella klimatrapportering. Årligen produceras en inventeringsrapport över utsläpp och upptag av växthusgaser i Sverige. Utsläpp och upptag inventeras för ett antal olika sektorer, där LULUCF är en sektor. Urbana områden, som räknas till LULUCF, ingår dock inte i Naturvårdsverkets inventering av koldioxidupptag med hänvisning till att dessa områden antas ha liten påverkan på den totala växthusgasbalansen (Naturvårdsverket, 2018c). Alltså är eventuella negativa utsläpp genom koldioxidupptag från träd i urbana miljöer inte inräknade i Sveriges officiella klimatrapportering. De negativa utsläpp som all sammanlagd svensk skog bidrar till kanske i själva verket är större än vad som rapporteras, om även upptag av koldioxid från stadsträd inkluderas.

## 2.2 Träd i staden – egenskaper och faktorer som påverkar klimatnyttan

I det här avsnittet redogörs för det rådande vetenskapliga underlaget kring kolförråd och koldioxidinbindning i städernas trädpopulationer och vad för faktorer och egenskaper som påverkar detta. Vidare lyfts vilka egenskaper hos stadsträd som är fördelaktiga ur avseendet att binda mest koldioxid. Slutligen beskrivs hur växthusgasutsläpp under odling, hantering och skötsel av stadsträd kan påverka vilken klimatnytta ett träd åstadkommer under dess fullständiga livscykel.

### Stadsträdspopulation – en potentiell kolsänka

Studier som undersökt urbana kolsänkor och inbindning av koldioxid i trädpopulationer inom städer har gjorts sedan 1990-talet och oftast fokuserat på städer i USA (Rahman & Ennos, 2016). År 2002 uppskattade Nowak och Crane (2002) att träd i urbana miljöer i kontinentala USA sammanlagt lagrade ungefär 700 miljoner ton kol (Nowak & Crane, 2002). Skulle allt det lagrade kolet frigöras och omsättas till koldioxid skulle det motsvara ungefär 2,5 miljarder ton koldioxid. Omräkning från en kolatoms (C) vikt till vikten av en koldioxidmolekyl ( $\text{CO}_2$ ) görs med faktorn 3,67 (Mcpherson m.fl., 2016).

Nowak och Crane (2002) fann att både mängden inlagrat kol och det årliga upptaget av koldioxid var större i städer med hög trädthet och hög andel stora och friska träd. I deras studie undersökte de tio amerikanska städer och beräknade stora skillnader mellan städerna. I New Yorks träd fanns cirka 1,2 miljoner ton kol lagrat medan Jersey City endast hade 19 300 ton kol lagrat i träd. I genomsnitt för de tio städerna var kolförrådet 25,1 ton kol per hektar och 9,25 kg kol per  $\text{m}^2$  krontäckta ytor. Som en jämförelse uppskattades skogar i USA att lagra 53,5 ton kol per hektar (5,3 kg C/ $\text{m}^2$  om 100% krontäckning antas). Sammanlagt uppskattade Nowak och Crane att stadsträd i USA kunde bidra med att binda 22,8 miljoner ton kol årligen, vilket motsvarar utsläpp av växthusgaser från den amerikanska befolkningen under fem dagar (Nowak & Crane, 2002).

Mcpherson (1998) har gjort en kartläggning av koldioxidlager- och upptag i biomassa av stadsträdspopulationen i hela Sacramento County, Kalifornien. Sacramento Countys dryga 6 miljoner träd uppskattades ta upp ungefär 238 000 ton koldioxid årligen. I studien uppskattades också utsläppsminskningar till följd av trädens förmåga att beskugga byggnader, sänka temperaturen sommartid och minska vindhastigheterna vilket i sin tur leder till minskad elförbrukning för luftkonditionering sommartid och minskad konsumtion av naturgas för uppvärmning av byggnader vintertid. Den sammanlagda minskade energikonsumtionen beräknades leda till utsläppsminskningar på ungefär 75 600 ton koldioxid årligen, varav minskat behov av luftkonditionering stod för 83 % av minskningen. Detta motsvarar alltså ungefär en tredjedel av den mängd koldioxid träden binder årligen. I liknande studier i andra

städer har detta förhållande snarare varit det omvända, med betydligt högre andel undvikta utsläpp från minskad energiförbrukning än konkret upptag av koldioxid av träden. Att effekten är relativt liten i Sacramento beror främst på att den lokala elproduktionen inte är baserad på fossila råvaror (Mcpherson, 1998). Även om utsläppsminskningar genom reducerad energiförbrukning är positiv ur klimatsynpunkt, så är detta rent konkret inte negativa utsläpp och får heller inte räknas som det enligt Sveriges klimatpolitiska ramverk (Naturvårdsverket, 2019b).

I en undersökning av Chicagos urbana vegetation visade Nowak (1994) att andelen stora träd och trädthet är avgörande för att lagra så mycket kol som möjligt i biomassa. Dessa faktorer påverkas i sin tur av den urbana markanvändningens lämplighet för plantering av täta trädbestånd med storväxande arter. Små träd med mindre än 8 cm dbh uppskattades i genomsnitt lagra 3 kg kol och årligen ta upp 1 kg kol (3,67 kg koldioxid). Detta jämfördes med stora träd större än 76 cm dbh som bedöms i genomsnitt lagra 3100 kg kol och årligen ta upp 93 kg kol (341 kg koldioxid). Stora träd uppskattas alltså kunna binda ungefär 90 gånger mer koldioxid per år än små träd. I studien gjordes också en enkel uppskattning av buskars betydelse för biogent lagrad kol i Chicago. Totalt uppskattades buskar innehålla 4 % av det inlagrade kolet i Chicagos urbana vegetation. I studien undersöktes enbart kolmängden lagrade i biomassa i träd och buskar. Kol lagrat i jorden, gräs och andra delar av den urbana naturen räknades inte med. I amerikanska skogsekosystem uppskattas att ungefär 59 % av det totala kolförrådet vara lagrad i jorden. Nowak (1994) framhäver att det även krävs studier av jordar, gräs och andra beståndsdelar av städers vegetation för att kunna göra en komplett utvärdering av den fullständiga kolsänkekapaciteten (Nowak, 1994).

Dödligheten i trädbeståndet kan vara en avgörande faktor för en stadsträdspopulations nettoupptag av koldioxid. I Nowaks (1994) studie av stadsträds koldioxidupptag i Chicago antogs en dödlighetsgrad i stadsträdspopulationen på 2,6 % årligen. Om dödligheten istället skulle ha varit 5 %, utan att träden ersatts efter avverkning, skulle Chicagos vegetation troligen övergå till en utsläppskälla istället för en kolsänka. Antingen genom att den avverkade biomassan naturligt bryts ner eller genom att den eldas upp, vilket kommer leda till att det inbundna kolet frigörs i form av koldioxid. Därför är det viktigt att vidhålla och förstärka livsförhållandena för redan existerande träd i urban miljö, för att undvika en dödlighetsgrad som leder till att stadens vegetation sammantaget övergår från kolsänka till utsläppskälla (Nowak, 1994).

Att maximera trädens livslängd samt att alltid ersätta träd som sågas ner med ett nytt likvärdigt träd är grundläggande för att urban vegetation inte ska bli en utsläppskälla (Nowak, 1994). Nyplanterade träd måste först och främst leva tillräckligt länge för att kompensera för utsläpp av växthusgaser som sker vid plantering och skötselåtgärder för att därefter kunna bidra till den sammanlagda urbana kolsänkan. Att ha en långsiktig plan för omhändertagande och nyplanering av träd är absolut nödvändigt för att kunna tillgodoräkna den direkta nytta träden kan ha för att minska koldioxidhalterna i atmosfären (Nowak, 1994).



På det stora hela visar studien av Nowak (1994) att en stads trädpopulation har relativt liten direkt effekt på växthusgasbalansen i atmosfären när det jämförs mot utsläpp inom urbana områden i USA. Det totala kolförrådet (5,6 miljoner ton kol) i träd och buskar inom undersökningens avgränsningsområde (Chicago) motsvarade vid tidpunkten utsläppen från hushållen och transporter inom samma områden under en period på fem månader (Nowak, 1994).

När urban bebyggelse expanderar på bekostnad av skogsområden kommer den nya bebyggelsen omedelbart hamna i koldioxidskuld (Nowak m.fl., 2002). Nya trädplanteringar inom den nya bebyggelsen kommer enbart delvis kunna kompensera för den skogsmark som tagits i anspråk. Om urban expansion istället sker på marktyper som inte är beskogade kan urbaniseringen leda till ett utökat kollager ovan mark genom trädplanteringar. All förlust av beskogade områden leder till förhöjda halter av koldioxid i atmosfären. Omvänd utveckling har motsatt effekt (Nowak m.fl., 2002).

År 2013 gjorde Nowak, Greenfield, Hoehn, och Lapoint (2013) en ny uppskattning av stadsträds sammanlagda kolförråd i USA som visar på ett minskande kolförråd i den sammanlagda stadsträdspopulationen. Totalt uppskattades det lagras 639 miljoner ton kol i träden i stadsmiljö inom kontinentala USA (dvs. Alaska och Hawaii ej inräknat) (Nowak m.fl., 2013). Den tidigare uppskattning från 2002 bedömde att ungefär 700 miljoner ton kol fanns lagrat i den sammanlagda stadsträdspopulationen (Nowak & Crane, 2002). Denna lägre uppskattning av kolförrådet i träd i amerikanska städer bedöms delvis bero på ett bättre statistiskt underlag (Nowak m.fl., 2013) men också på att krontäcket i städerna minskar (Nowak & Greenfield, 2012). Den genomsnittliga mängden lagrat kol i träd per krontäckt yta i amerikanska städer uppskattades till 7,69 kg kol per m<sup>2</sup> (Nowak m.fl., 2013). Det maximala värdet uppskattades till 14,1 kg kol per m<sup>2</sup>. I Boston, USA uppskattades krontäckta områden i genomsnitt lagra 10,6 kg kol per m<sup>2</sup> (Raciti, Hutyra, Rao, & Finzi, 2012). Detta kan jämföras mot mängden lagrat kol per m<sup>2</sup> krontäckning i Leipzig, Tyskland på 6,82 kg kol per m<sup>2</sup> (Strohbach & Haase, 2012), Barcelona, Spanien på 4,45 kg kol per m<sup>2</sup> (Chaparro & Terrasdas, 2009) och Hangzhou, Kina på 4,28 kg kol per m<sup>2</sup> (Zhao, Kong, Escobedo, & Gao, 2010). Dessa skillnader beror troligtvis på att trädstrukturen och kompositionen varierar kraftigt mellan de olika städerna (Nowak m.fl., 2013).

I Leicester, Storbritannien, har Davies, Edmondson, Heinemeyer, Leake, och Gaston (2011) kartlagt hela stadens kolförråd ovan mark i all vegetation, alltså inte enbart träd utan också buskar och örtartad vegetation. Totalt beräknades Leicester urbana natur lagra 231 521 ton kol, vilket sett över hela stadens yta innebär 3,16 kg kol per m<sup>2</sup>. 97,3 % av kolet uppskattades vara bundet i stadens träd. Studien baserades delvis på stickprover av stadens vegetation, där 919 trädindivider av 61 olika arter inkluderades. Av dessa var 20 träd över 20 meter höga, varav det högsta trädet var 34,4 meter högt. Dessa 20 stycken trädindivider över 20 meter höga uppskattades tillsammans lagra 72 790 kg kol. Detta var mer än kolförrådet för de 635

lägsta trädindivider (lägre än 10 meter), som sammanlagt endast lagrade 56 964 kg kol (Davies m.fl., 2011).

I studien av Davies m.fl. (2011) har Leicesters all typ av markanvändning inkluderats, både på allmän platsmark och på privat mark. Utifrån olika vegetationsstrukturer har stadens yta delats upp i olika kategorier. Kategoriseringen gjordes utifrån höjden på den vedartade vegetationen och markens ägandeskap. Krontäckta ytor med träd på 5 meter eller högre på allmän platsmark hade den högsta tätheten av inbundet kol med i genomsnitt 28,86 kg kol per m<sup>2</sup> (Davies m.fl., 2011).

I studien beräknades inget genomsnitt av mängden bundet kol i per m<sup>2</sup> krontäckt yta för hela Leicester, vilket försvårar jämförelse med tidigare nämnda städer så som Barcelona, Boston och Leipzig. Dock visar kartläggningen av Leicesters vegetativa kollager, likt Nowak och Crane (2002), att stora träd är den typ av vegetation som har avsevärt bäst potential att binda störst mängd kol. Av Leicesters allmänna platsmark bestod 66 % av ytor som dominerades av örtartad vegetation med mycket lite och lågvuxen vedartad växtlighet. Ifall 10 % av dessa ytor, motsvarande 1 005 744 m<sup>2</sup>, trädplanterades uppskattas att stadens kolförråd skulle kunna utökas med 28 402 ton kol, vilket motsvarar en ökning på 12 % (Davies m.fl., 2011).

I jämförelse med andra studier som undersökt kolförrådet i europeiska städers stadsträdbestånd, som exempelvis i Leipzig och Karlsruhe i Tyskland, har Leicester ett mycket högt kolförråd fördelat på hela stadens yta: 3,16 kg kol per m<sup>2</sup> (Davies m.fl., 2011). Det genomsnittliga kollagret i Leipzig är 1,1 kg kol per m<sup>2</sup> (11 ton C/ha) (Strohbach & Haase, 2012). I Karlsruhe är det genomsnittliga kolförrådet 3,2 kg kol per m<sup>2</sup>, vilket är aningen mer än i Leicester. Dock har Karlsruhe en ganska hög andel skogsmark (35 %) inom staden. Om denna skog inte inkluderas har istället Karlsruhes kolförråd en genomsnittlig täthet på 1,3 kg kol per m<sup>2</sup>, vilket ligger mer i nivå med Leipzig. I genomsnitt är kolinnehållet i Leicester ungefär tre gånger så stort som i Leipzig. Anledningen till denna skillnad är svårare att förklara, särskilt med tanke på att Leicester är ungefär dubbelt så tätbefolkat som Leipzig (Strohbach & Haase, 2012). Detta skulle kunna bero på att metoderna som används för att uppskatta kolförråd i biomassa inom stadsmiljö inte kan säkerställa pålitliga uppskattningar. Dock kan detta också vara en indikation på att kolförråds- och kolsänkekapaciteten för stadsträd och grönsstruktur i stadsmiljö bör undersökas på en mer detaljerad nivå, för att kunna peka på viken typ av vegetationsstruktur och växtsammansättning som har högst potential som kolsänka.

I en artikel som redogör för kolförrådet i trädplanterade områden i staden Xi'an i Kina från 2018 uppskattas att i genomsnitt 6,31 kg kol lagras per m<sup>2</sup> (Li, Shi, Zhao, Feng, & Li, 2018), vilket ligger i ungefär samma spann som exempelvis Boston (10,6 kg C/m<sup>2</sup>) och Leipzig (6,82 kg C/m<sup>2</sup>). Artikelns författare fastslår ett behov av ett mer detaljerat förhållningssätt till kolinbindning i stadsträd och dess potential i att förse städer med ekosystemtjänster. Att öka och förstärka den tredimensionella uppbyggnaden i den urbana vegetationen för att

därigenom åstadkomma ett ökat kolförråd lyfter författarna fram som en av studiens slutsatser (Li m.fl., 2018).

I stadsdelen Camden i London, Storbritannien, har Wilkes, Disney, Vicari, Calders, och Burt (2018) undersökt kolförrådet i biomassa ovan mark (i vegetation exklusive rotsystem) med hjälp av laserskanning, så kallad *LiDAR*. I genomsnitt för hela Camden beräknades kolförrådet till 24,3 ton kol per hektar (2,43 kg C/ m<sup>2</sup>). För områden inom Camden som kategoriseras som "woodland" uppskattas kolförrådet till i genomsnitt 132 ton kol per hektar (13,2 kg C/ m<sup>2</sup>). Det största genomsnittliga kolförrådet uppmättes inom parken Hampstead Heath till 178 ton kol per hektar (17,8 kg C/ m<sup>2</sup>), vilket inte är långt ifrån det genomsnittliga kolförrådet i tropiska regnskogar på ungefär 190 ton kol per hektar (Wilkes m.fl., 2018). I studien analyseras inte kolförrådet i relation till vegetationens struktur eller uppbyggnad.

I Seoul, Sydkorea, har H. K. Jo, Kim, & Park, (2019) kvantifierat kolförrådet och den årliga kolinbindningen i vegetationen i stadens parker. I genomsnitt beräknades att parkerna har ett kolförråd på 38,5 ton kol per hektar och årligen binder in 3,5 ton kol per hektar. För de delar av parkerna som var täckta av trädkronor beräknades ett genomsnittligt kolförråd till 7,4 kg kol per m<sup>2</sup>. I parken med högst kolförråd per krontäckt yta beräknades ett genomsnitt på 12,3 kg kol per m<sup>2</sup>. Studien fann ett tydligt samband mellan stort kolförråd och förekomst av snabbväxande trädarter, hög planteringstäthet, stora träd och flerskiktad vegetationsstruktur. I artikeln uppskattas att vegetationen i Seouls parker årligen binder lika mycket koldioxid som 2,3 % av utsläppen från hela stadens befolknings årliga bensinförbrukning. Denna koldioxidinbindning beräknas ha ett ekonomiskt värde på ungefär 7,1 miljoner dollar per år, vilket är drygt 15 % av Seouls parkskötselbudget. För att öka koldioxidupptaget i en park är den mest effektiva strategin enligt artikelns författare att plantera flerskiktade klusterplanteringar med storvuxna träd och arter som har snabb tillväxthastighet. Avslutningsvis dras slutsatsen att det krävs ett livscykelperspektiv som inkluderar fler aspekter som påverkar koldioxidbalansen i parker (t.ex. skötsel) för att kunna utvärdera vilka strategier som leder till störst sammanlagt koldioxidupptag (Jo, Kim, m.fl., 2019).

## Trädegenskaper för ökad kolsänkepotential

Nowak m.fl. (2002) framhäver en trädarts livsspann som den främsta avgörande faktorn för artens potential som kolsänka. Ett långlivat träd kommer hålla kol bundet från atmosfären under lång tid och därmed ha en positiv inverkan på att minska koldioxidhalten i atmosfären. I ett längre perspektiv innebär ett långlivat träd längre omloppstid innan insatser för nedtagning och nyplantering behöver utföras, vilket innebär att dessa utsläppsgenererande insatser (nedtagning och nyplantering) fördröjs och utförs mer sällan. Andra viktiga egenskaper är trädets storlek och tillväxthastighet. Ett stort fullvuxet träd har bundit mer koldioxid än ett lika gammal fullvuxet träd av en mindre trädart. En snabb tillväxthastighet

innebär att trädet tidigt under sitt livsspann bundit mycket koldioxid, vilket är positivt ur aspekten att snabbt kunna bidra till negativa utsläpp och därigenom påverka den globala uppvärmningen i ett kortare tidsperspektiv. Ett stadsträd som lever och frodas trots minimalt med skötsel under dess livsspann kommer ha mycket bättre nettoeffekt som kolsänka jämfört med ett likvärdigt träd som lever lika länge men kräver mycket skötsel som involverar förbränning av fossila bränslen (Nowak m.fl., 2002).

Ett vanlig generell antagande om träd har tidigare varit att ju större och äldre trädet blir desto långsammare blir tillväxten av biomassa och därmed även upptaget av koldioxid. I en studie av Stephenson m.fl. (2014) analyserades 403 olika tropiska och tempererade trädarter i skogsbestånd över hela planeten som visade på att för nästan alla trädarter så ökar biomassatillväxten ju större trädet blir. Detta tyder på att stora träd inte bara agerar stora kolförråd, utan även aktivt binder stora mängder koldioxid även när de blir stora och gamla. I extremfall kan ett stort gammalt träd binda lika mycket kol under ett år som finns bundet totalt i ett medelstort träd. Ett träd med 100 cm dbh kan ha en biomassatillväxt på mellan 10 till 200 kg årligen, i genomsnitt 103 kg biomassa. Detta är ungefär tre gånger så mycket som ett träd med 50 cm dbh och motsvarar den totala biomassan i ett genomsnittsträd med mellan 10 till 20 cm dbh. I samma studie undersöktes tillväxten av 41 nordamerikanska och europeiska trädarter i brist på konkurrens från andra träd. För 85 % av arterna observerades en biomassatillväxt som ökade i takt med trädets storlek. Att de flesta trädarters biomassatillväxt ökar i takt med trädstorlek och ålder verkar således stämma oberoende av kontinent, växtklimat och konkurrenssituation (Stephenson m.fl., 2014).

I ett skogsbestånd är det dock inte säkert att stora träds ökande biomassatillväxt leder till en sammanlagd förhöjd kolsänkekapacitet för beståndet (Stephenson m.fl., 2014). Hög tillväxt i stora och gamla träd i ett skogsbestånd kan leda till en sammanlagd tillväxtdynamik där mindre och medelstora träd hämmas. Ett skogsbestånd dominerat av stora och gamla träd har därför inte nödvändigtvis en större sammanlagt kolsänkekapacitet än ett lika stort skogsbestånd med en lägre andel stora och gamla träd (Stephenson m.fl., 2014).

I kritik mot Stephenson m.fl. (2014) framför Bernier, Raulier, Girardin, Paré, och Kurz (2014) att ur ett landskaps- och skogsbeståndsperspektiv innebär ökad ålder och ökad andel stora träd inte förhöjd nettotillväxt av biomassa eller nettoupptag av koldioxid. De framhäver också att ett äldre träd, som må ha större tillväxt räknat i absoluta tal, inte har större tillväxteffektivitet än ett yngre träd. De belyser detta genom ett räkneexempel där 10 stycken *Sequoia sempervirens* (amerikansk sekvoja) som sammanlagt utgör biomassa på 10 ton tillsammans har en tillväxt på 1,4 ton biomassa under ett givet år (0,14 ton/träd), medan en enskild trädindivid av samma art som ensam utgör 10 ton biomassa har en tillväxt på endast 0,38 ton biomassa under samma år. I absoluta tal har det äldre trädet högst tillväxt. Men i förhållande till sin storlek, och därigenom även det utrymme som tas i anspråk, har ett yngre träd av samma art en effektivare och kraftigare tillväxt. Bernier m.fl. (2014) fastslår att trots bevisen för att de flesta trädarter har en biomassatillväxt som fortsätter att öka med åldern så

är tillväxteffektiviteten avtagande, och att detta inte förändrar det faktum att äldre skogar har ett sammanlagt avtagande koldioxidupptag, både sett ur ett landskaps- och skogsbeståndsperspektiv (Bernier m.fl., 2014).

Ett varmare klimat kan leda till att koldioxidinbindningen av stadsträd minskar. Den *urban värmeön*, som i städer orsakas av en hög koncentration hårdgjorda material som absorberar solens strålningsenergi och sedan avger detta som värme, kan för stadsträd i vissa delar av en stad innebära en förhöjd värmerelaterad stress vilket kan minska tillväxten och därmed hur mycket koldioxid som binds. En amerikansk studie har undersökt inbindning av koldioxid av trädarten *Quercus phellos* (pilek) och fann att inbindningen minskar med ungefär 12 % när trädet utsätts för förhöjd värmestress (Meineke, Youngsteadt, Dunn, & Frank, 2016). Studien utfördes i staden Raleigh, North Carolina, vilket ligger en bra bit norr om trädartens naturliga södra utbredningsgräns. Därför borde ett varmare klimat rent teoretiskt inte vara hämmande för trädarten. Den konkreta värmerelaterade stressfaktorn som begränsade trädartens tillväxt visade sig vara den minskade tillgången på vatten (Meineke m.fl., 2016). En liknande studie i Tokyo, Japan visade på att fotosyntesen hos gatuträd påtagligt minskade under särskilt heta och torra sommardagar. De mest motståndskraftiga trädarterna var de med mest konservativ strategi för vattenanvändning (Fares m.fl., 2017).

En kinesisk studie på samma tema kom fram till ett liknade resultat (Wang, Wang, Su, & Zhang, 2019). *Ginkgo biloba* (ginkgo) och *Fraxinus chinensis* (bredbladig ask) undersöktes utifrån stresstålighet för hårdgjord markbeläggning och torka. En hårdgjord markbeläggning innebar ökad yt- och lufttemperatur och minskade luftens fuktighet vilket resulterade i både minskad kapacitet och hastighet i fotosyntesen hos *Ginkgo biloba* påtagligt. Torka minskade den totala fotosyntetiska aktiviteten hos både *Ginkgo biloba* och *Fraxinus chinensis*. För båda trädarterna hade den sammanlagda effekten av både torka och en hårdgjord markbeläggning större negativ inverkan på trädens fotosyntes än effekten av enbart torka. *Fraxinus chinensis* hade bättre förmåga att bibehålla fotosyntetisk aktivitet vid stress från hårdgjorda markbeläggningar, vilket tydligt indikerar att val av trädart i en urban kontext verkligen spelar roll ur avseendet att maximera stadsträdens koldioxidreglering (Wang m.fl., 2019).

Tolerans för stressfaktorer som är vanliga i städer, så som torka, hög saltkoncentration, brist på näring, kompakterad jord och begränsat med solljus, är blott en av aspekterna som måste tas hänsyn till när kapaciteten att binda kol utvärderas för ett potentiellt stadsträd. I en studie av Scharenbroch (2012) har 145 trädarter som är vanliga i stadsmiljö i USA sammanställts och utvärderats utifrån livslängd, skötselbehov, relativ urban stresstolerans (RUST) och maximal teoretisk kolinlagring. Utifrån detta beräknades ett *relative urban tree carbon index* (RUTCI), på svenska ungefärligt översatt till relativt kolindex för stadsträd, som kan ge en indikation på hur passande ett träd är i avseendet att binda mycket koldioxid i stadsmiljö. RUTCI beräknades till ett värde på mellan 0 och 1. De 145 undersökta arterna kategoriserades in i fyra olika grupper baserat på kolförrådspotential. Gruppen ceder- och lärkträd fick högst genomsnittligt RUTCI-värde (0,91) följt av gruppen med tall-, gran- och hemlockträd (0,58),

sedan gruppen med ek- lönn-, hickory-, bok-, björk- och diverse hårda virkesträd (0,51) samt slutligen gruppen med asp-, al, poppel- och pilträd (0,34). Slutsatser från studien är att ett långt livsspann är en mycket viktig egenskap för att maximera ett träds kapacitet att lagra kol. Hög tolerans mot urbana stressfaktorer är också en viktig egenskap. Trädarter med hög virkestäthet verkar också vara bättre för att binda mycket kol (Scharenbroch, 2012).

## Trädhantering och skötselmetod påverkar klimatavtrycket

Även om träd tar upp och lagrar koldioxid i sin biomassa så kan skötsel av träd i urban miljö medföra utsläpp av växthusgaser genom användning av fordon och maskiner som drivs av fossila bränslen. De positiva effekterna för klimatet en trädplantering har behöver därför avräknas med de utsläpp som skötselinsatserna för trädplanteringen står för. När ett träd har avverkats och tagits bort från sin växtplats släpps det lagrade kolet ut i form av koldioxid förutsatt att trädets biomassa antingen naturligt bryts ner av biologiska processer eller eldas upp. Om ett nytt likvärdigt träd planteras på samma växtplats kommer lika mycket kol kunna bindas som det fanns i det nedtagna trädet, förutsatt att det nya trädet får tid och förutsättningar att växa sig lika stort. Om växtplatsen fortsatt omplanteras med ett nytt likvärdigt träd allteftersom trädet dessförinnan tas ner samtidigt som fossila bränslen inte används vid plantering, skötsel och avverkning kommer det sammantagna upptaget av koldioxid för växtplatsen förbli positivt. Om däremot fossila bränslen används i de olika skederna av växtplatsens omloppstid kommer utsläppen tillslut av att överstiga upptaget av koldioxid. När detta sker beror på trädart, skötselinsatser och vad som görs med veden efter avverkning. Den tidpunkt som utsläppen överstiger upptaget av koldioxid kallas *"the last positive point"* (LPP); den sista positiva tidpunkten. Ju längre fram i tiden LPP förskjuts, desto bättre klimatnytta har en specifik trädart vid en specifik nivå av skötselintensitet på en specifik växtplats (Nowak m.fl., 2002).

Nowak med flera (2002) har visat på att stora, långlivade trädarter med måttlig tillväxthastighet är de med högst LPP. Trädets livslängd är mest avgörande, eftersom detta avgör hur frekvent avverkning och omplantering behöver ske. Ju längre tid det går mellan plantering och avverkning, desto längre fram i framtiden skjuts de utsläpp som sker vid dessa insatser. Träd som planteras, sköts och avverkas med hjälp av utrustning som förbränner fossila bränslen behöver först och främst leva tillräckligt länge för att kompensera för utsläpp som sker vid dessa grundläggande moment i ett träds livscykel. Först därefter går det att räkna hem den positiva effekt trädet har som kolsänka (Nowak m.fl., 2002).

Som tidigare nämnts påverkar ett träds storlek mängden inbundet kol. Generellt brukar det uppskattas att kolinnehållet är hälften av ett träds torrsvikt. Ju större trädets massa är, desto större kolförråd. Ett träds tillväxthastighet påverkar i sig inte LPP-värdet, däremot kan en snabb tillväxt innebära en sorts "klimatförsäkring" ifall trädet inte överlever hela dess potentiella livslängd. En snabbväxande trädart kommer binda koldioxid i större volymer tidigt

under sin livsperiod jämfört med en långsamväxande trädart. Exempelvis kan två trädarter med olika tillväxttakt båda ha potential att lagra 3 ton kol i fullvuxet tillstånd, det ena efter att ha vuxit i 10 år och det andra efter 90 år. Ifall båda träden dör efter 50 år kommer det snabbväxande trädet ha gjort en större "insats" som kolsänka, i och med att det långsamväxande trädet inte hunnit binda samma mängd kol (Nowak m.fl., 2002).

Skötselinsatser som medför förbränning av fossila bränslen kan i vissa fall leda till att trädet lever längre och därmed skapar en positiv klimateffekt, förutsatt att koldioxidupptaget under trädets förlängda livstid överväger utsläppen som sker vid skötselinsatsen. Exempel på vad sådana skötselinsatser kan vara är beskärning av trädkronan med motorsåg och bevattning med hjälp av en bensindriven pump. Ifall ett trädets livslängd inte påverkas av mängden skötselinsatser kommer en lågintensiv skötsel att leda till bäst sammanlagd klimateffekt för trädet. För exempelvis en *Acer rubrum* (rödlönn) som lever i 40 år oberoende av skötsel, skulle hög skötselintensitet kunna innebära LPP efter 240 år medan låg skötselintensitet skulle kunna innebära LPP efter 680 år (Nowak m.fl., 2002).

Vad som händer med veden från ett avverkat träd har stor betydelse för hur stor klimatnyttan blir. Om biomassan deponeras och täcks över under mark kommer den naturliga nedbrytningen ske mycket långsamt, vilket leder till att LPP teoretiskt sett aldrig nås. Denna typ av deponi är dock sällan tillåten eller genomförbar och skulle kräva stora utrymmen. Att använda veden till byggmaterial eller i träprodukter fördröjer nedbrytningen och förlänger därmed LPP. Veden från det avverkade trädet kan också användas för energiutvinning och därigenom leda till minskad användning av energi baserad på fossila råvaror (Nowak m.fl., 2002).

Trädskötsel och trädplanteringar som kräver förbränning av fossila bränslen kommer i det långa loppet, sett över flera trädgenerationer på samma växtplatser, innebära att träden övergår från att vara kolsänkor till att bli utsläppskällor. Ett sätt att förhindra detta är att inte använda fossila bränslen, ett annat är att förhindra eller försinka trädens naturliga kolcykel. Antingen genom att använda veden i långlivade träprodukter eller genom att hindra nedbrytning av biomassan. För att maximera en trädplanterings klimatnytta bör trädvalet fokusera på ståndortsanpassade, långlivade, storvuxna, måttligt till snabbt växande träd som kräver minimalt med skötsel. Skötselinsatser bör leda till förlängd livstid om de kräver fossila bränslen, annars bör detta minimeras (Nowak m.fl., 2002).

För att bedöma en trädplanterings klimatavtryck krävs ett heltäckande livscykelperspektiv som inkluderar alla skeenden under trädplanterings livslängd. Strohbach, Arnold, och Haase (2012) har undersökt det samlade klimatavtrycket från ett nyligen anlagt gröonstrukturprojekt i Leipzig, Tyskland. Projektet innefattade plantering över ett 2,16 hektar stort område med 461 stycken träd som hade en genomsnittlig storlek på 6,7 cm dbh vid plantering. I projektet planterades 195 *Acer platanoides*, 191 *Fraxinus excelsior*, 12 *Robinia pseudoacacia*, 30 *Salix alba*, 7 *Alnus glutinosa*, 9 *Quercus robur*, 5 *Carpinus betulus*, 10 *Tilia cordata* och 2 *Prunus*

*avium*. 0,68 hektar av området planterades med ett marktäcke av *Hedera helix*, 0,2 hektar med gräsmatta och 0,08 hektar med buskar. Leverans av plantor, anläggning och plantering beräknades innebära utsläpp av totalt 10 472 kg CO<sub>2</sub>e, motsvarande 4,85 ton CO<sub>2</sub>e per hektar eller 22,7 kg CO<sub>2</sub>e per träd. Utsläpp från skötsel under 50 år, inklusive trädbeskärning (totalt 11 tillfällen), bortskaffning av döda träd och växtmaterial samt gräsklippning, uppskattades till sammanlagt 6303 kg CO<sub>2</sub>e, motsvarande 2,92 ton CO<sub>2</sub>e per hektar. Exklusive gräsklippning innebar skötseln totalt utsläpp av 4888 kg CO<sub>2</sub>e. Hög tillväxt och hög dödlighetsgrad i trädbeståndet hade ökat utsläppen från skötsel till 4,71 ton CO<sub>2</sub>e per hektar, medan låg tillväxt och låg dödlighetsgrad hade minskat utsläppen till 2,57 ton CO<sub>2</sub>e per hektar (Strohbach m.fl., 2012).

Strohbach med flera (2012) använde allometrisk ekvationer för varje trädart för att beräkna upptag av koldioxid. Beräkningar av kolförrådet efter 50 år gjordes för olika scenarier med varierad tillväxttakt och dödlighetsgrad. Efter 20 år antogs att beståndet gallrats till att endast hälften av de träd som först planterades finns kvar. Dödlighetsgraden visade sig kraftigt påverka hur stort beståndets kolförråd hunnit bli efter 50 år. Vid hög årlig dödlighetsgrad (4 %) och medelsnabb tillväxt beräknades kolförrådet i trädbeståndet till 52 ton CO<sub>2</sub>e per hektar. Vid samma tillväxthastighet men låg årlig dödlighetsgrad (0,5 %) beräknades kolförrådet till 170 ton CO<sub>2</sub>e per hektar. Om trädbeståndet har samma låga dödlighetsgrad men en snabbare tillväxttakt beräknas kolförrådet efter 50 år kunna uppgå till 226 ton CO<sub>2</sub>e per hektar. Vid hög årlig dödlighetsgrad (4 %) och låg tillväxttakt beräknades kolförrådet till så lite som 38 ton CO<sub>2</sub>e per hektar. I studien jämförs resultatet bland annat med genomsnittliga kolförråd i 50-åriga tempererade skogar och europeiska skogar, som har uppskattats till 209 respektive 191 ton CO<sub>2</sub>e per hektar (Strohbach m.fl., 2012).

Nettoeffekten på växthusgasbalansen efter 50 år beräknades av Strohbach med flera (2012) till mellan 29 och 218 ton CO<sub>2</sub>e per hektar beroende på dödlighetsgrad och trädens tillväxttakt. Vid medeltillväxt i trädbeståndet varierade nettoeffekten efter 50 år från 43 till 163 ton CO<sub>2</sub>e per hektar beroende på dödlighetsgrad (0,5 – 4 %). Projektet beräknas bli klimatneutralt efter 4 till 6 år beroende på tillväxt och dödlighetsgrad. Strohbach med flera (2012) kan utifrån studiens resultat drar slutsatsen att en så låg dödlighetsgrad som möjligt i ett planterat stadsträdsbestånd är helt avgörande för att maximera klimatnyttan. I studien testades också klimatnyttan från alternativa gestaltningar av grönstrukturprojektet. En gestaltning där färre träd planteras (292 st) för att undvika gallring innebar ungefär 2 % högre nettoupptag av koldioxid efter 50 år, medan en mer öppen parkliknande gestaltning med plantering av 204 stycken träd och mer ytor med gräsmatta innebar ungefär 28 % lägre nettoupptag av koldioxid. I studien dras slutsatsen att gestaltningen kraftigt kan påverka klimatavtrycket, främst med avseende på kapaciteten att binda koldioxid men också den mängd växthusgaser som släpps ut under anläggning och skötsel (Strohbach m.fl., 2012).

I en liknande studie av Petri, Koeser, Lovell, och Ingram (2016) undersöktes den sammanlagda klimatnyttan från plantering av ett enskilt träd, närmare bestämt en 5 cm dbh rödlönn (*Acer*



*rubrum* 'October Grory') i Chicago, USA. Hur pass maskinintensiv planterings- och skötselmetod som används visade sig ha stor betydelse för hur många år det tar innan trädet blir klimatneutralt. De sammanlagda utsläppen från plantskoleodling, transport, plantering, skötsel och borttagning av trädet i ett bostadsområde varierade från 2919 till 1340 kg CO<sub>2</sub>e beroende på hur pass bränsleslukande maskiner som används under framförallt beskärning, plantering och borttagning av trädet samt hur ofta skötselinsatser och tillsyn sker. Det skötselscenario med lägst utsläpp av växthusgaser tidigarelade tidpunkten då trädet blir koldioxidneutralt med ungefär 7 år, från 33 år efter plantering till 26 år. Årlig tillsyn av trädet via biltransport beräknades resultera i utsläpp på ytterligare 392 kg CO<sub>2</sub>e, vilket sköt fram tidpunkten för koldioxidneutralitet med ungefär 2 år.

Om planteringen av trädet kan utföras genom manuellt arbete istället för bränsleslukande maskiner uppskattas de totala utsläppen kunna reduceras med 121 kg CO<sub>2</sub>e för ett träd. På samma sätt kan användning av lättare och mindre bränslekrävande maskiner vid nedtagning reducera utsläppen med 296 kg CO<sub>2</sub>e. Artikelförfattarna drar slutsatsen att devisen "rätt träd på rätt plats" är avgörande ur ett klimatperspektiv eftersom träd som trivs på sin växtplats ofta innebär färre skötselinsatser och låg procentuell dödlighet. De lyfter också behovet av ökad användning av elektrifierade fordon och maskiner vid skötsel, tillsyn och hantering av träd i stadsmiljö (Petri m.fl., 2016).

En studie av skötselintensitet och strategi och dess inverkan på kolsänkepotentialen för *Platanus racemosa* (platan) i Los Angeles, USA visar på att hur trädet sköts och tas om hand efter nedtagning är avgörande för huruvida trädet blir en kolsänka eller utsläppskälla (McPherson, Kendall, & Albers, 2015). Utvärderingen gjordes över en livsperiod för trädet på 50 år. Den *Platanus racemosa* som planterades antogs vara av storleken 3,8 cm dbh och levereras i en 15-gallon kruka, vilket alltså är ett förhållandevis litet träd. Från odlingen på plantskola uppskattades att trädet har ett klimatavtryck på 15,3 kg CO<sub>2</sub>e. 50 år efter plantering har trädet bundit 7798 kg CO<sub>2</sub>e. Detta ställdes mot samtliga växthusgasutsläpp under odling på plantskola, transport, tillsyn av planteringsplats innan och efter plantering, växtbäddspreparering, plantering, beskärning, bevattning, nedtagning, vedhantering och stubbfräsning. Utsläpp för scenarier med olika intensitets- och effektivitetsnivåer beräknades för varje del av trädets livscykel. Det sammanlagt mest intensiva och lågeffektiva scenariot innebar utsläpp på 9002 kg CO<sub>2</sub>e, alltså betydligt mer än den mängd koldioxid trädet bundit efter 50 år. Detta innebär nettoutsläpp på 1204 kg CO<sub>2</sub>e. Scenarier med mindre intensiv och mer effektiv skötsel resulterade i nettoupptag på mellan 3768 och 3293 kg CO<sub>2</sub>e (McPherson m.fl., 2015).

Till skillnad mot Petri m.fl. (2016) har det i studien av McPherson med flera (2015) även tagits hänsyn till den biologiska nedbrytningen av trädets ved efter nedtagning. Studiens resultat visar tydligt på att vad som görs med trädets ved efter avverkning har stor påverkan på nettoutsläppen. Om trädets ved omvandlas till träprodukter med livslängd på 50 år kommer 1989 kg CO<sub>2</sub>e fortsatt hållas bundet. Om veden istället blir komposterad kommer 2433 kg CO<sub>2</sub>

att släppas ut i atmosfären. Oavsett om veden blir till träprodukter eller förmultnar på en kompost så kommer själva hanteringen av veden samt förmultnandet av trädrötterna att leda till utsläpp av 1910 kg CO<sub>2</sub>e. Om veden istället används till bioenergiutvinning kommer förbränning av biomassa och förmultning av trädrötter leda till utsläpp på 4684 respektive 1372 kg CO<sub>2</sub>e. Själva hanteringen av veden uppskattas släppa ut 239 kg CO<sub>2</sub>e. Sammanlagt leder bioenergiutvinning av trädets biomassa till 6294 kg CO<sub>2</sub>e utsläpp. Den energi som utvinns uppskattas leda till undvikta fossila utsläpp på 830 kg CO<sub>2</sub>e. Bevattning av trädet resulterade också i stora utsläpp. Tre olika bevattningsscenarier med olika intensitet ledde till växthusgasutsläpp på ungefär 820, 1080 respektive 1340 kg CO<sub>2</sub>e totalt under dessa 50 år. Beskärning av trädet i femåriga intervaller, inklusive både säkerhetsbeskärning och kronreducering på grund av rumsliga begränsningar, beräknades medföra utsläpp mellan 25,4 och 244 kg CO<sub>2</sub>e, beroende på effektivitet vid utförande och vad för utrustning som används. Totala utsläpp från fordon- och maskinanvändning varierade från 36,3 till 369 kg CO<sub>2</sub>e under dessa 50 år, beroende på intensitet och effektivitet, vilket på det stora hela anses som förhållandevis små utsläpp (McPherson m.fl., 2015).

Sammantaget tyder mycket på att ett trads klimatnytta beror på hur trädet hanteras och sköts vid plantering, under dess livsperiod och efter nedtagning. Det finns många variabler som gör det svårt att generalisera kring stadstrads klimatnytta. Exempelvis spelar lokalklimatet och trädart stor roll för hur mycket bevattning som behövs, vars utsläpp i sin tur beror på bevattningsteknik och hur energin som pumpar vattnet genereras. Att minimera användningen av fossila bränslen under alla moment i ett trads livscykel kan göra stor skillnad (McPherson m.fl., 2015; Nowak m.fl., 2002; Petri m.fl., 2016). Sett ur ett bredare perspektiv kan gestaltningen av ett större trädplanteringsprojekt spela stor roll för klimatavtrycket. En tätare plantering som kräver få skötselinsatser kan ha större klimatnytta än en glesare mer parkliknande gestaltning (Strohbach m.fl., 2012).

Hur utsläpp av koldioxid vid nedbrytning av biomassa från ett nedtaget träd hanteras i olika studier tycks bero på hur tiden koldioxiden varit bunden värderas. McPherson med flera (2015) ser upptag och utsläpp av biogen koldioxid som ett nollsummespel, medan Petri med flera (2016) inkluderat värdet av att koldioxiden hållits bunden från atmosfären i sin studie. Att likt McPherson med flera (2015) räkna biogen koldioxid från förmultning av biomassan som en utsläppskälla, förutsätter också att trädplanteringen ses som en enskild insats och inte en del i ett förlopp av fortsatt återplantering av träd som ersätter det nedtagna. Petri med flera (2016) å andra sidan, som inte räknar med biogent koldioxidutsläpp från nedbrytning av biomassa på samma sätt, lutar mer mot tidsperspektivet som Nowak med flera (2002) beskriver, utifrån att det planterade trädet ersätts med ett likvärdigt efter att det dött och sågats ner. Den koldioxid som släpps ut när biomassan från ett nersågat träd eldas upp eller förmultnar antas alltså tas upp av ett ersättande träd.

## Odling och plantering av stadsträd ur ett livscykelperspektiv

Livscykelanalyser av trädodling på plantskola har främst utförts i amerikanska studier som utgått från odling på amerikanska plantskolor. Kendall och McPherson (2012) gjorde en livscykelanalys av krukodlade träd i försäljningsstorlek #5 (19-liter kruka) odlat på plantskola i Kalifornien, USA. Genom att intervjua en plantskola i Kalifornien inventerades hur mycket energi, bränslen och materialanvändning som går in i odlingen av ett träd. Utifrån detta beräknades utsläppen av växthusgaser. Odling av ett träd till försäljningsstorlek #5 innebar utsläpp av 4,6 kg CO<sub>2</sub>e. Odlingstiden till ett försäljningsklart träd var 50 månader, alltså lite mer än 4 år. Energiförbrukning, mestadels elektricitet och propan, stod för 44 % av utsläppen, materialanvändning stod för 36 % av utsläppen, transport stod för 16 % av utsläppen (43 % av detta från transport av bambukäppar från Kina) samt lustgasutsläpp från kvävetillförsel stod för 4 % av utsläppen. I denna livscykelanalys gjordes inte någon studie av en specifik trädarts odling, utan en mer allmän inventering av utsläpp under odling av träd på plantskola som säljs i storlek #5. Därför har inte heller någon specifik beräkning eller uppskattning av trädets koldioxidupptag gjorts. Livscykelanalysen baserades på en inventering av utsläpp från hela plantskolans sammanlagda verksamhet. Dessa utsläpp fördelades sedan ut per träd baserat på försäljningsstorlek, vilket i det här fallet var ett träd av storlek #5. Det gjordes även en beräkning av växthusgasutsläpp för ett träd i försäljningsstorlek #9 (34-liter kruka). Ett träd som odlas till storlek #9 beräknades innebära utsläpp på totalt 15,3 kg CO<sub>2</sub>e. I jämförelse mot genomsnittligt årligt koldioxidupptag av stadsträd i Kalifornien på mellan 39 till 96 kg CO<sub>2</sub>e, är utsläppen under odling på plantskola förhållandevis små (Kendall & McPherson, 2012).

Det finns dock amerikanska livscykelanalyser som behandlar både plantskoleodling och koldioxidupptag av specifika trädarter. En sådan är gjord av Ingram & Hall (2016) som studerat odling av rödlönn, *Acer rubrum* 'October Glory', på plantskolor i delstaterna Kentucky och Tennessee. Studien bygger på intervjuer med plantskolister och arborister samt publicerade rekommendationer för god odlingsteknik. I livscykelanalysen undersöks odlingen av en rödlönn upp till storleken 5 cm dbh, vilket motsvarar ett stamomfång på ungefär 15,7 cm. En jämförelse av växthusgasutsläpp för två olika odlingstekniker är inkluderad. Både fältodlad rödlönn som säljs med rotklump och krukodlad rödlönn som säljs i en 95-liter kruka analyserades. Odlingstiden var totalt 6 år för både fält- och krukodlad rödlönn. Vid leverans av träden har en lastbilstrailer antagits rymma 225 krukodlade träd och 100 träd med rotklump (Ingram & Hall, 2016).

Odling i kruka av en rödlönn innebar utsläpp av 15,3 kg CO<sub>2</sub>e. Utsläpp under leverans på totalt 51,4 mil med lastbil beräknades till 4,9 kg CO<sub>2</sub>e per planta. Plantering av en krukodlad rödlönn uppskattades inte medföra några utsläpp alls. Fältodling av en rödlönn innebar utsläpp av 17,1 kg CO<sub>2</sub>e. Leverans i lastbil på totalt 41,8 mil beräknades innebära utsläpp av 7,5 kg CO<sub>2</sub>e. Plantering av en fältodlad rödlönn med rotklump beräknades innebära utsläpp av 0,92 kg CO<sub>2</sub>e. Nedtagning och bortskaffning av en rödlönn som fått växa i landskapet i 60 år uppskattades till 214,3 kg CO<sub>2</sub>e. Totala utsläpp under en hel livscykel för en krukodlad rödlönn

beräknades till 234,5 kg CO<sub>2</sub>e och för en fältodlad rödlönn till 239,8 kg CO<sub>2</sub>e (Ingram & Hall, 2016).

Under ett 60-årigt liv som planterat träd i landskapet beräknas rödlönnen bidra till att binda totalt 3632 kg CO<sub>2</sub>e (Ingram, 2012). I livscykelanalysen förutsätts att trädets inbundna kol släpps ut i atmosfären i form av koldioxid efter att trädet dött. Därför har ett viktat värde för koldioxidupptag beräknats utifrån inverkan på den globala uppvärmningen under en 100-årig utvärderingsperiod. Anledningen till att ett viktat värde beräknas är att 1 kg koldioxid som tas upp av trädet år 1 kommer vara bundet i trädet mycket längre än 1 kg koldioxid som tas upp av trädet år 60. Ju längre tid koldioxiden hålls bunden som kol i trädets biomassa desto större blir inverkan på att minska växthuseffekten, förutsatt att koldioxiden släpps ut igen efter att trädet dött (Ingram, Hall, & Knight, 2019). Det viktade koldioxidupptaget för rödlönnen under dess liv som planterat träd i landskapet beräknades till 901,4 kg CO<sub>2</sub>e. Under tiden i odling uppskattades ett viktat koldioxidupptag till 4,58 kg CO<sub>2</sub>e. Upptaget av koldioxid var samma för både fält- och krukodlad rödlönn. Den sammanlagda nettoeffekten på växthusgasbalansen blev för fältodlad rödlönn upptag av 666,15 kg CO<sub>2</sub>e och för krukodlad rödlönn upptag av 671,42 kg CO<sub>2</sub>e, när de får leva i 60 år som planterade träd i ett landskap med fördelaktiga tillväxtförhållanden (Ingram & Hall, 2016).

Liknande livscykelanalyser med liknande förutsättningar har gjorts för andra träd och även buskar i USA. *Picea pungens* (blågran) beräknades ha ett nettoupptag av ungefär 430 kg CO<sub>2</sub>e efter ett 50-årigt liv som planterat träd (Ingram, 2013). *Cercis canadensis* 'Forest Pansy' (judasträd) uppskattades ha ett nettoupptag av ungefär 63 kg CO<sub>2</sub>e efter ett 40-årigt liv som planterat träd (Ingram & Hall, 2013). Buskarna *Viburnum x juddii* (vårölvon) och *Taxus media* 'Densiformis' (hybrididegran) uppskattas ha ett nettoupptag av 11 respektive 9 kg CO<sub>2</sub>e (Ingram m.fl., 2019). Noterbart är att i dessa nämnda livscykelanalyser för rödlönn, blågran, judasträd, vårölvon och hybrididegran har växthusgasutsläpp från skötselinsatser under plantornas livsperioder i landskapet exkluderats. Vid planteringstillfällena har det antagits en 5 minuter lång insats för avlastning och positionering av plantorna med traktor, därefter plantering för hand (Ingram, 2013; Ingram & Hall, 2013, 2016; Ingram m.fl., 2019).

## Sammanfattning av litteraturstudie

- Den svenska skogen och skogsbruket är sammantaget en kolsänka som årligen binder ungefär 49 miljoner ton CO<sub>2</sub>e, främst på grund av att det planteras mer än vad som avverkas, att kolförrådet i skogsmark ökar samt att koldioxid som tagits upp av växande träd förblir bundet i långlivade trädprodukter och virke efter att träden avverkas.
- En obrukad skog har större maximal kapacitet som kolförråd än en brukad skog.
- En brukad skog har potential att övertid förbli en kolsänka i och med inlagring av kol i avverkat virke och producerade trädprodukter, medan en obrukad skog kommer ha en avtagande kolsänkeeffekt.
- På kort sikt kan ett temporärt avbrott i skogsbruken innebära en förstärkt kolsänkekapacitet, så länge den uteblivna konsumtionen av skogsråvaror inte ersätts med fossila material och energi.
- Tekniker för att fånga in och därefter lagra koldioxid från förbränning av biomassa och skogsbruksavfall, som exempelvis bio-CCS, skulle ytterligare kunna öka skogens kolsänkekapacitet.
- I den svenska officiella klimatrappporteringen beräknas den svenska skogens bidrag till negativa utsläpp, men koldioxidupptag från träd i tätorter är exkluderat.
- I USA har det uppskattats att stadsträd sammanlagt utgör ett kolförråd i biomassa ovan mark på 639 miljoner ton kol.
- Amerikanska, europeiska och asiatiska studier av städers kolförråd tyder på att täthet och andel stora träd i en stadsträdspopulation är viktigt för att maximera kolförrådet. Även förekomst av flerskiktad vegetationsstruktur och snabbväxande träddarter går att koppla till ökat kolförråd.
- Både att maximera ett stadsträds livslängd och att alltid byta ut stadsträd som dör eller avverkas med ett likvärdigt träd är grundläggande för att inte en stadsträdspopulation sammantaget ska bli en utsläppskälla.
- Exploatering av bebyggelse och infrastruktur som sker på bekostnad av ett skogsområde hamnar omedelbart i koldioxidskuld, där trädplantering inom exploateringsområdet endast delvis kommer kunna kompensera för den avverkade skogen.
- Genomsnittlig mängd lagrat kol per krontäckt yta i amerikanska städer är 7,7 kg C/m<sup>2</sup>, i Leipzig, Tyskland 6,8 kg C/m<sup>2</sup> och i Barcelona, Spanien 4,5 kg C/m<sup>2</sup>.
- I Leicester, Storbritannien utgör krontäckta ytor med träd högre än 5 meter ett kolförråd på ungefär 29 kg C/m<sup>2</sup>.
- Räknat i absoluta tal binder de allra flesta träddarter mer koldioxid när de är gamla jämfört med när de är unga, men har däremot med stigande ålder en avtagande tillväxttakt vilket innebär att unga träd binder mer koldioxid än gamla i förhållande till storlek och utrymme som tas i anspråk.
- Tolerans mot stressfaktorer som är vanliga i stadsmiljö är avgörande för att ett stadsträd överhuvudtaget ska kunna växa och därigenom binda koldioxid.

- All hantering och skötsel av stadsträd som medför växthusgasutsläpp minskar trädets sammantagna klimatnytta.
- Även om ett stadsträd som sågas ner blir ersatt med ett likvärdigt träd kommer klimatnyttan över tid att successivt minska och tillslut övergå till en utsläppskälla, förutsatt att maskiner och fordon som förbränner fossila bränslen används vid plantering, skötsel, avverkning och bortskaffning.
- Hur länge det dröjer innan ett stadsträd övergår till utsläppskälla beror på trädart (och därigenom hur mycket kol som kan bindas och hur länge det kan leva), hur pass utsläppsintensiv skötsel och trädhantering som utförs samt vad som händer med virket efter trädavverkning.
- Oavsett om virket från ett avverkat stadsträd utnyttjas för ytterligare klimatnytta, som exempelvis i en långlivad trädprodukt eller för bioenergiutvinning, är det avgörande för den sammanlagda klimatnyttan att trädet ersätts efter avverkning, allra helst med ett träd som kan bli större och leva längre än det föregående.
- I en tysk livscykelanalys som beräknat utsläpp från anläggning, plantering och skötsel under 50 år av ett grönstrukturprojekt i Leipzig och koldioxidupptag från de träd som planterades i projektet (461 st) uppskattades att projektet blir klimatneutralt efter mellan 4 till 6 år. Efter 50 år har projektet bidragit till en nettoinbindning av koldioxid på mellan 29 till 218 ton CO<sub>2</sub>e per hektar, främst beroende på årlig dödlighetsgrad i trädbeståndet.
- I amerikanska livscykelanalyser som undersökt plantskoleodling av träd utgör odlingen ett klimatavtryck på mellan 4,6 till 17,1 kg CO<sub>2</sub>e per träd, beroende på storlek vid försäljning.
- I jämförelse med utsläpp vid andra moment under ett träds livscykel, som exempelvis avverkning och bortskaffning av en 60 år gammal *Acer rubrum* (214 kg CO<sub>2</sub>e), är utsläppen under odling på plantskola små.
- Resultat från livscykelanalyser av olika träd och buskar i olika storlekar tyder på att individens slutgiltiga storlek kraftigt påverkar sammanlagd potentiell nettoinbindning av koldioxid (negativa utsläpp) sett över en hel livscykel.

### *3. Resultat - livscykelanalys*

---



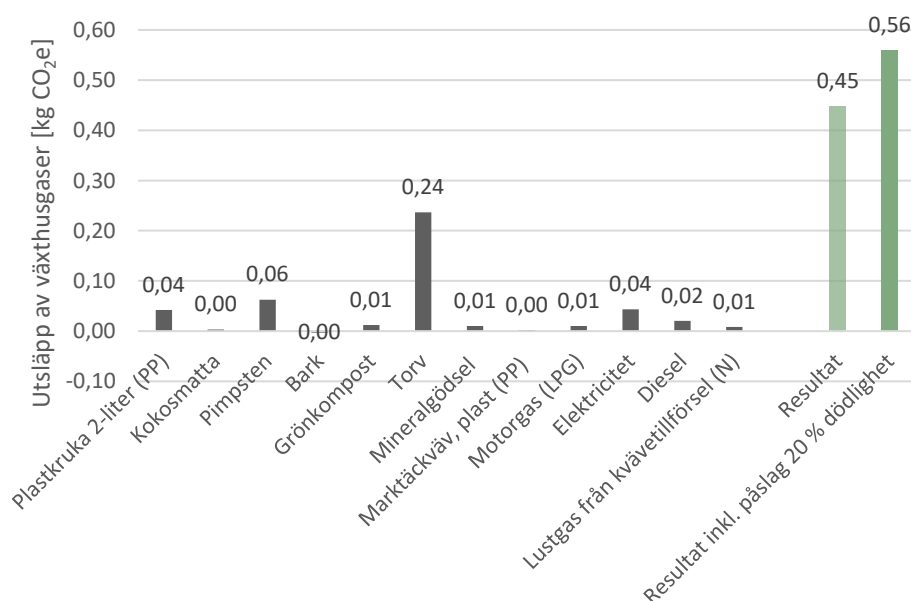
### 3. Resultat - livscykelanalys

Här redovisas resultatet av livscykelanalysen som utförts inom detta examensarbete. Utsläpp av växthusgaser som beräknats ske utifrån inventeringen av odling, leverans och plantering presenteras för respektive del av förloppet samt i en sammanställning av sammanlagda utsläpp. Utsläppen redovisas i figurer för respektive del av systemet samt i figurer där de totala utsläppen sammanställts för de tre trädarterna planterade i de tre olika städerna. Vidare redogörs för de tre trädarnas koldioxidinbindning både under tiden i odling och därefter som planterade träd i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå.

#### 3.1 Utsläpp under odling

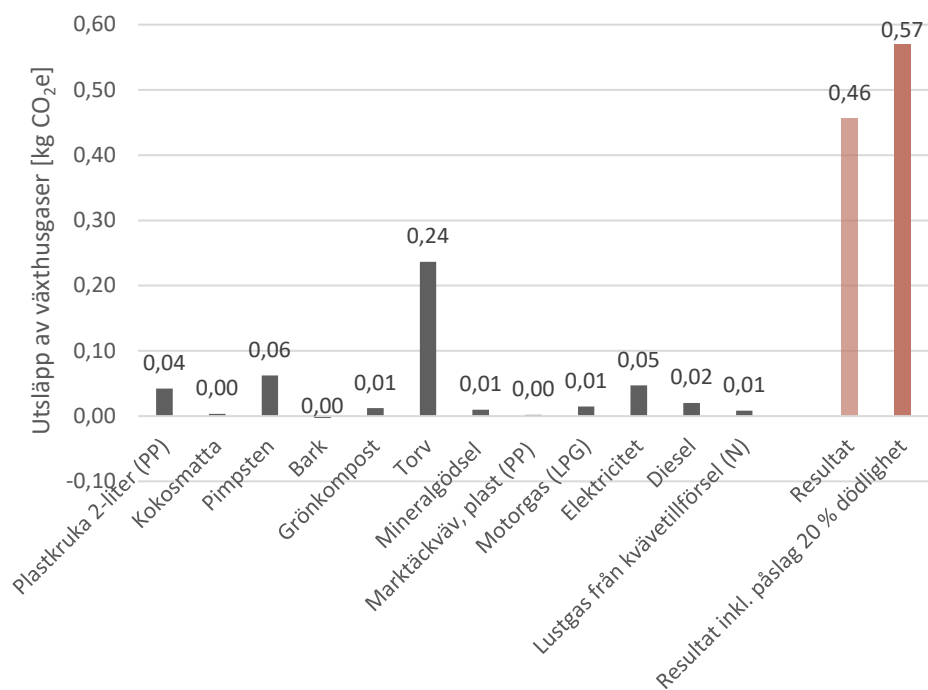
##### Odling på Ranviks Trädgård till 1–2-årsplantor

Sammanlagda utsläpp för odling av respektive trädart på Ranviks Trädgård redovisas i figur 4, 5, och 6. Sammanlagt, inklusive påslag för 20 % dödlighet, innebär odling av trädarterna *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* på Ranviks Trädgård utsläpp på ungefär 0,56, 0,57 respektive 0,3 kg CO<sub>2</sub>e/FU. De procentuellt sett påtagligt lägre utsläppen från odling av *Pinus sylvestris* beror i huvudsak på att odlingen i kruka sker i en 1-literskruka istället för en 2-literskruka som för de två andra arterna. Den största utsläppsposten för alla trädarter är användningen av torv, som står för strax över 50 % av utsläppen. Sammanlagda utsläpp kopplade till växtsubstrat utgör lite mer än 70 % för alla tre arter.

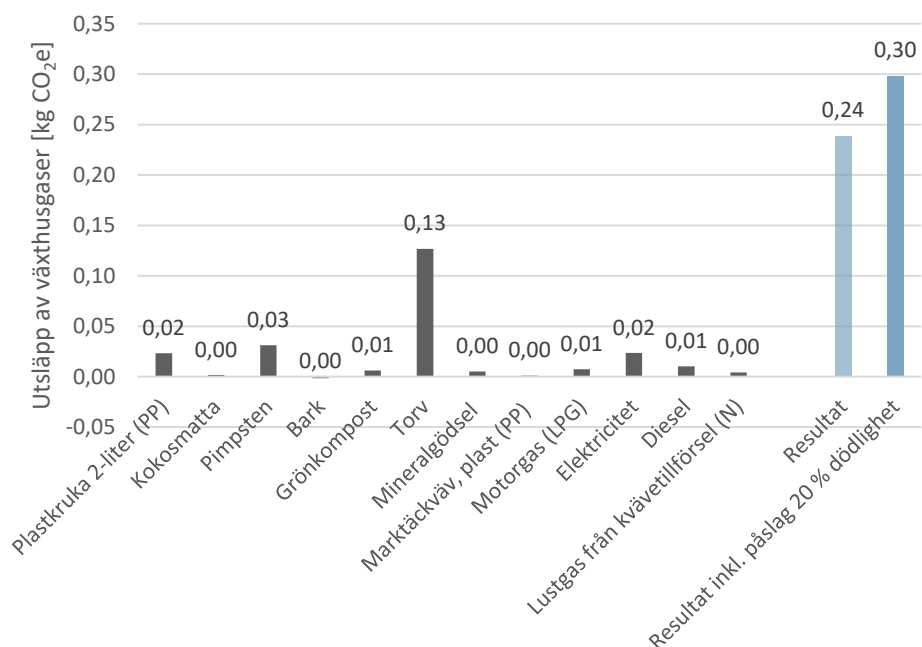


Figur 4. Diagrammet visar de olika utsläppsposterna samt sammanlagda utsläpp under odling av *Salix alba* på Ranviks Trädgård. *Salix alba* odlas ungefär 6 månader på Ranviks Trädgård. Utsläppsposterna är avrundade till två decimaler.





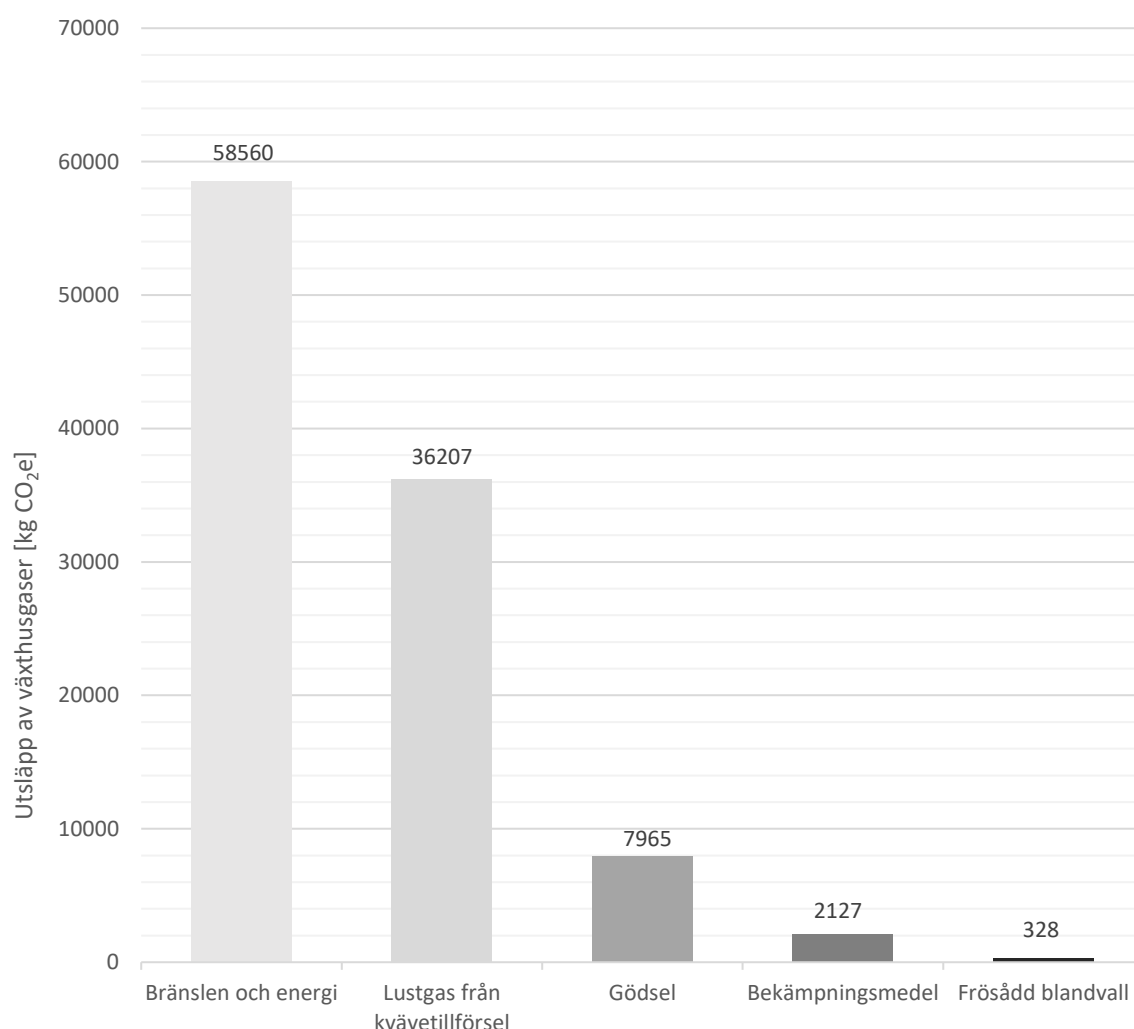
Figur 5. Diagrammet visar det olika utsläppsposterna samt sammanlagda utsläpp under odling av *Quercus rubra* på Ranviks Trädgård. *Quercus rubra* odlas ungefär 2 år på Ranviks Trädgård. Utsläppsposterna är avrundade till två decimaler.



Figur 6. Diagrammet visar det olika utsläppsposterna samt sammanlagda utsläpp under odling av *Pinus sylvestris* på Ranviks Trädgård. *Pinus sylvestris* odlas ungefär 2 år på Ranviks Trädgård. Utsläppsposterna är avrundade till två decimaler.

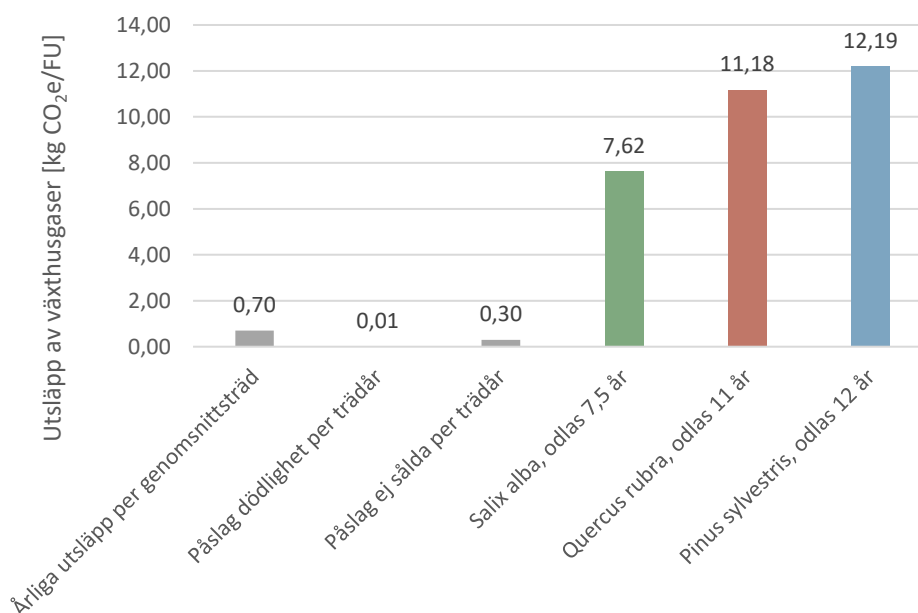
## Odling Tönnersjö till alléträd 30-35 med rotklump

Årliga sammanlagda utsläpp från bränsle- och energiförbrukning, användning av bekämpningsmedel, gödsel, frösådd av blandvall samt lustgasutsläpp till följd av kvävetillförsel genom användning av gödsel och nedharvade skörderester redovisas i figur 7. Sammanlagt resulterar denna konsumtion och förbrukning i utsläpp av 105 ton CO<sub>2</sub>e under ett år. Klart största utsläppspost är den totala förbrukningen av bränsle och energi på 56 % av de årliga utsläppen. Av dessa utsläpp står diesel för den absoluta merparten (93 %). De sammanlagda lustgasutsläppen till följd av kvävetillförsel i jorden motsvarar ungefär 34 % av de årliga totala utsläppen, varav hälften kommer från nedbrukning i jorden av blandvall (gräs och vitklöver). Användningen av gödsel står för 8 % av de totala utsläppen, det allra mesta från användning av svinflytgödsel. Användning av bekämpningsmedel står för ca 2 % av de årliga utsläppen, varav ogräsmedlet Roundup Bio står för lite mer än hälften.



Figur 7. Diagrammet visar totala årliga utsläpp från sammanlagd förbrukning på Tönnersjö av bränslen, energi, bekämpningsmedel, gödsel, frösådd och lustgasutsläpp till följd av kvävetillförsel. Sammanlagda årliga utsläpp är 105 ton CO<sub>2</sub>e.

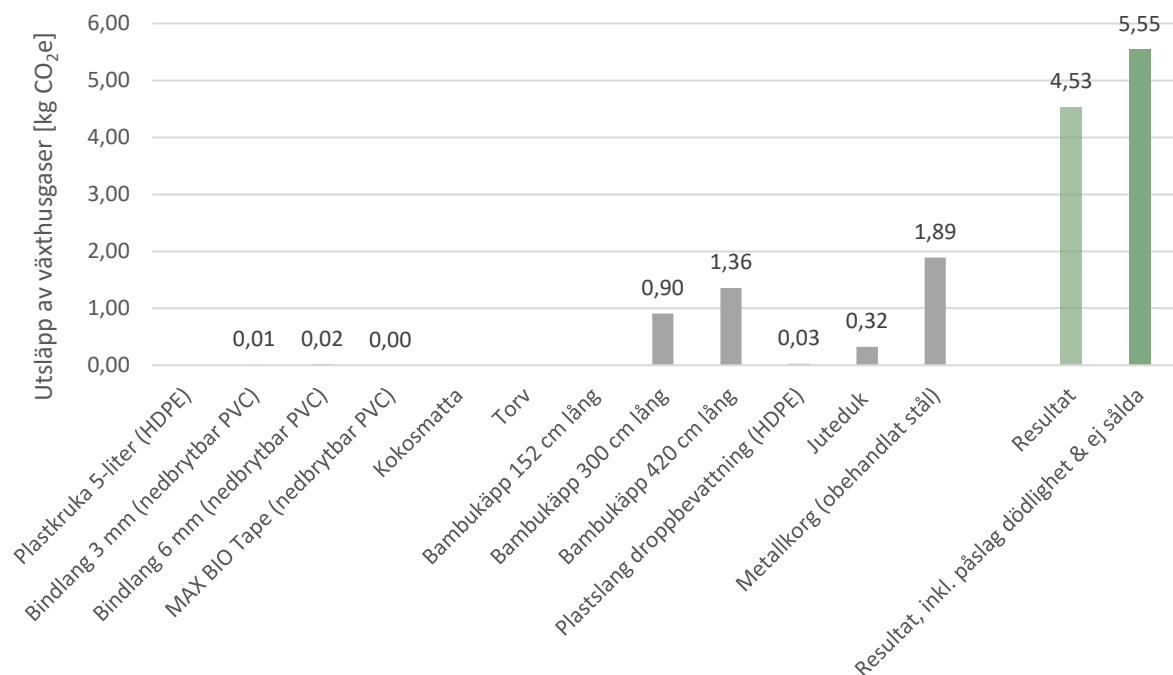
Utifrån de totala årliga växthusgasutsläppen har utsläpp per genomsnittsträd i odling på Tönnersjö beräknats till ungefär 0,7 kg CO<sub>2</sub>e per år. Detta är beräknat utifrån att 150 000 träd sammanlagt odlas på plantskolan, alla arter och storlekar inkluderat. Påslag för de i genomsnitt 2 % av plantorna som dör under odling har beräknats till 0,01 kg CO<sub>2</sub>e per träd per år. Påslag för de i genomsnitt 30 % av trädplantorna som inte blir sålda har beräknats till 0,3 kg CO<sub>2</sub>e per träd per år. Utsläpp från bränsle- och elförbrukning, användning av bekämpningsmedel, frösådd, gödsel samt lustgasutsläpp till följd av kvävetillförsel under odling av trädarterna *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* på Tönnersjö plantskola har beräknats till 7,62, 11,18 respektive 12,19 kg CO<sub>2</sub>e/FU. Detta har beräknats utifrån att *Salix alba* odlas under 7,5 år, *Quercus rubra* 11 år och *Pinus sylvestris* 12 år på Tönnersjö innan respektive trädart uppnått försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump. I figur 8 nedan redovisas de resultat som beskrivits ovan.



Figur 8. Växthusgasutsläpp utifrån årlig förbrukning på Tönnersjö samt påslag för dödlighetsgrad och ej sålda träd. Utifrån detta tillsammans med antalet år de tre arterna odlas har utsläpp för varje art beräknats.

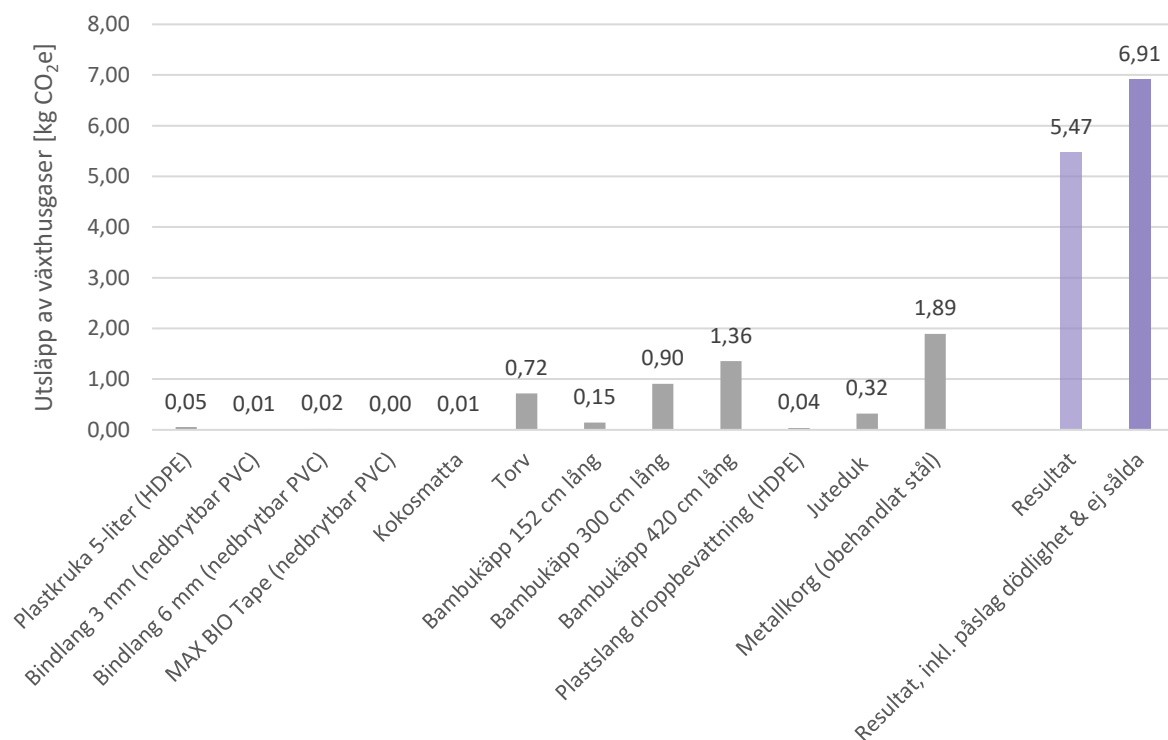
Totala utsläpp från material- och produktförbrukning i odlingen av *Salix alba* på Tönnersjö till försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump beräknades till 5,55 kg CO<sub>2</sub>e/FU. Inkluderat i detta är påslag för de 2 % av plantorna som dör under odling, i genomsnitt efter 2 år, samt de 30 % av plantorna som inte blir sålda och läggs på kompost efter i genomsnitt 7 år. Av dessa utsläpp står användningen av bambukäppar för de största utsläppen, sammanlagt nästan 50 % av utsläppen från material- och produktförbrukning. Metallkorgen som används till rotklumpen står för 42 %. Juteduken som används till rotklumpen står för 7 %. Sammanlagd användning av plast står för ungefär 1,3 % av utsläpp från material- och produktförbrukningen. Dessa procentuella utsläpp för respektive material- eller

produktförbrukning avser utsläpp innan påslag för dödlighet och trädplantor som inte blir sålda. Storlek på utsläpp från den sammanlagda och från olika delar av material- och produktförbrukning presenteras i figur 9.



Figur 9. I det här diagrammet visas utsläpp kopplade till material- och produktförbrukning i odlingen av *Salix alba* på Tönnersjö till försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump.

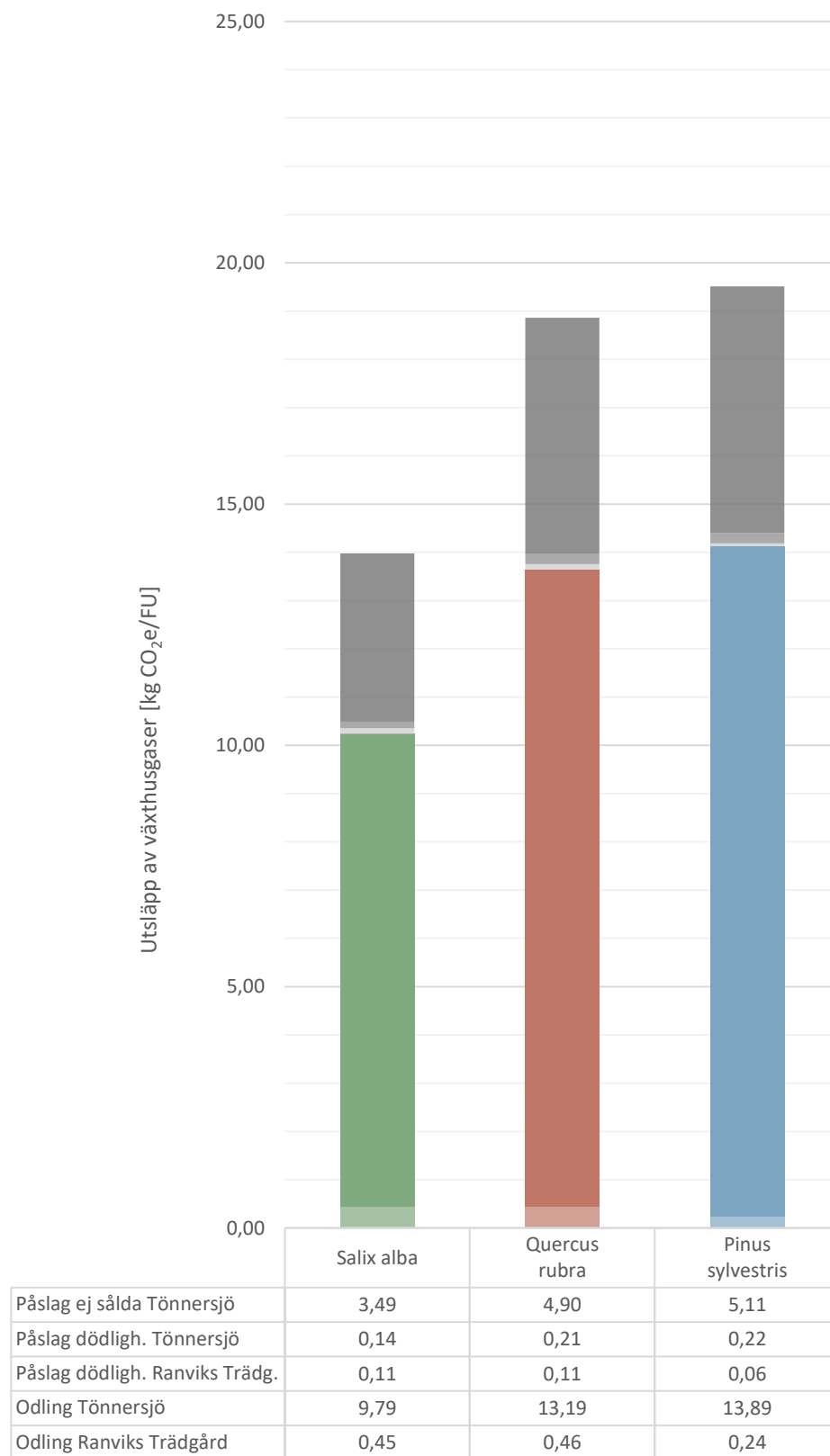
Totala utsläpp från material- och produktförbrukning i odlingen av *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* på Tönnersjö till försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump beräknade till 6,91 kg CO<sub>2</sub>e. Detta gäller alltså för både *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris*, eftersom odlingen av dessa trädarter innebär samma material- och produktförbrukning. Inkluderat i de totala utsläppen från material- och produktförbrukning är påslag för de 2 % av plantorna som dör under odling, i genomsnitt efter 2 år, samt de 30 % av plantorna som inte blir sålda och läggs på kompost efter i genomsnitt 7 år. Av dessa utsläpp står användningen av bambukäppar för de största utsläppen, sammanlagt 44 % av utsläppen från material- och produktförbrukning. Metallkorgen som används till rotklumpen står för 35 %. Juteduken som används till rotklumpen står för strax under 6 %. De 5 liter torv som används som växtsubstrat i krukorna under första tiden av odlingen av både *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* står för lite mer än 13 % av utsläppen. Sammanlagd användning av plast står för 2,4 % av utsläpp från material- och produktförbrukningen. Dessa procentuella utsläpp för respektive material- eller produktförbrukning avser utsläpp innan påslag för dödlighet och trädplantor som inte blir sålda. I figur 10 redovisas utsläppen från sammanlagd och olika delar av material- och produktförbrukning i odlingen av *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris*.



Figur 10. I det här diagrammet visas utsläpp kopplade till material- och produktförbrukning i odlingen av *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* på Tönnersjö till försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump.

## Sammanlagda utsläpp under odling

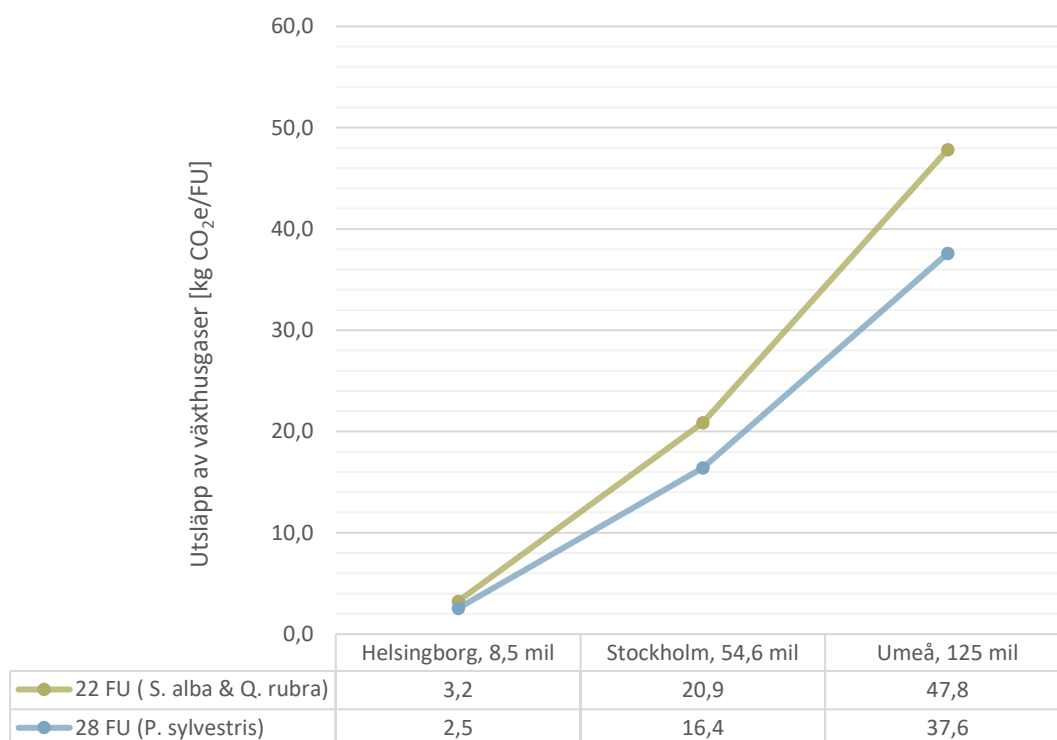
I figur 11 redovisas de sammanlagda utsläppen av växthusgaser under hela odlingsförloppen från frö, ekollon eller stickling till färdigt försäljningsklart träd i storlek alléträd 30-35 med rotklump för de tre olika arterna. Sammanlagda utsläpp från odling av *Salix alba* är 14 kg CO<sub>2</sub>e/FU, av *Quercus rubra* är 18,9 kg CO<sub>2</sub>e/FU och av *Pinus sylvestris* är 19,5 kg CO<sub>2</sub>e/FU. I dessa utsläpp för odling av respektive art har påslag för dödlighetsgrad och träd som inte blir sålda inkluderats. Ifall dödlighetsgraden under hela odlingen skulle vara 0 % och alla träd blev sålda skulle utsläppen vara 10,2 kg CO<sub>2</sub>e för *Salix alba*, 13,6 kg CO<sub>2</sub>e för *Quercus rubra* och 14,1 kg CO<sub>2</sub>e för *Pinus sylvestris*.



Figur 11. Sammanlagda utsläpp under hela odlingsförloppen av respektive FU. Grön, röd eller blå del av staplarna avser utsläpp under odling av träden, grå del avser påslag för dödlighetsgrad och ej sålda träd.

## 3.2 Utsläpp under leverans

Lastbilen som antas leverera träden släpper ut totalt 64,8 kg CO<sub>2</sub>e, 417,6 kg CO<sub>2</sub>e och 956,5 kg CO<sub>2</sub>e vid en enkelresa till Helsingborg, Stockholm respektive Umeå från Tönnersjö. Vid leverans i en fullastad trailer med *Salix alba* eller *Quercus rubra* i storlek alléträd 30-35 med rotklump (22 st) blir utsläppen fördelat per träd 3,24 kg CO<sub>2</sub>e/FU till Helsingborg, 20,9 kg CO<sub>2</sub>e/FU till Stockholm och 47,8 kg CO<sub>2</sub>e/FU till Umeå. Motsvarande utsläpp vid leverans av *Pinus sylvestris* i storlek alléträd 30-35 med rotklump (28 st) i en fullastad trailer blir fördelat per träd 2,55 kg CO<sub>2</sub>e/FU till Helsingborg, 16,4 kg CO<sub>2</sub>e/FU till Stockholm och 37,6 kg/FU CO<sub>2</sub>e till Umeå. Dessa utsläpp är beräknade utifrån att 10 % av lastbilens returkörning belastar trädens klimatavtryck, därefter sker körning av annat ekipage. Vid ett högre antal FU per leverans, som här i fallet med *Pinus sylvestris* jämfört med de två andra träddarterna, blir utsläppen fördelat per träd lägre. Effekten av detta ökar med längre transportavstånd. Utsläpp under leverans till de tre städerna för respektive FU redovisas i figur 12.



Figur 12. Utsläpp vid leverans av respektive FU till Helsingborg, Stockholm och Umeå. Linjediagrammet illustrerar hur transportavståndet får allt större betydelse vid leverans av färre antal FU.

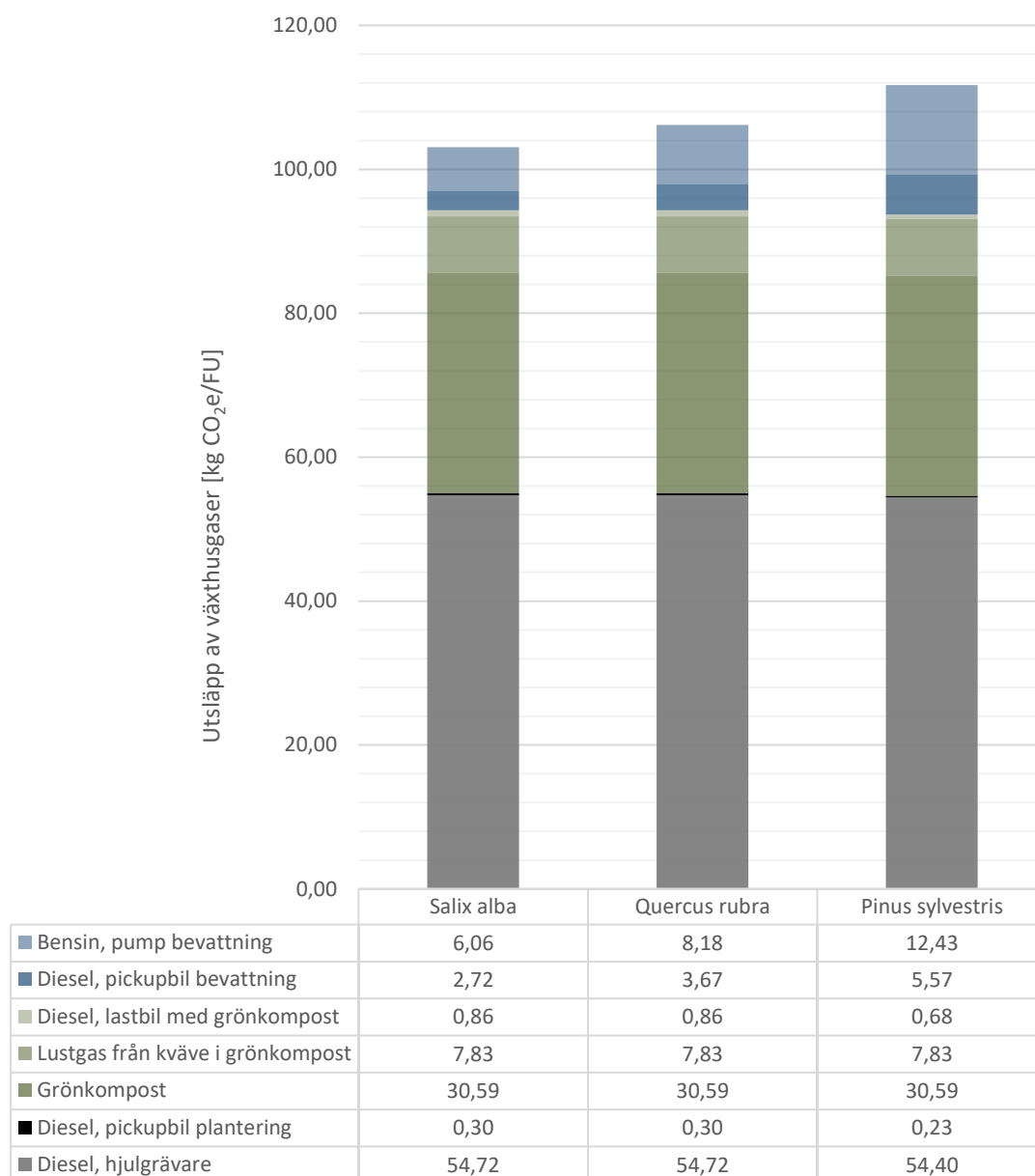
### 3.3 Utsläpp under plantering

Plantering av *Salix alba* och *Quercus rubra* i storlek alléträd 30-35 med rotklump har beräknats innebära utsläpp av 94,3 kg CO<sub>2</sub>e/FU. Motsvarande utsläpp vid plantering av *Pinus sylvestris* i storlek alléträd 30-35 med rotklump har beräknats till 93,7 kg CO<sub>2</sub>e/FU. 42 % av dessa utsläpp kommer från användning av grönkompost i växtbädden, varav det mesta är metan- och lustgasutsläpp från komposteringsprocessen av biomassaavfall som bryts ner till grönkompost. Den enskilt största utsläppskällan vid plantering är hjulgrävaren som används. Den släpper ut 55 kg CO<sub>2</sub>e/FU vid plantering av *Salix alba* och *Quercus rubra* samt 54 kg CO<sub>2</sub>e/FU vid plantering av *Pinus sylvestris*. Detta motsvarar 58 % av de sammanlagda utsläppen från trädplantering. Skillnaden i utsläpp mellan att plantera dessa tre olika arter beror på antalet trädplantor som beräknats bli planterade vid samma tillfälle (22 FU eller 28 FU). Ifall samma antal plantor av de tre trädarterna skulle planteras vid planteringstillfället skulle utsläppen vara lika stora per FU. Skillnaden mellan att plantera 22 FU eller 28 FU vid ett planteringstillfälle är små, både i absoluta tal och procentuellt.

Etableringsbevattningsav *Salix alba* (totalt 20 tillfällen) leder till utsläpp av 8,8 kg CO<sub>2</sub>e/FU. Motsvarande utsläpp för *Quercus rubra* (totalt 27 tillfällen) och *Pinus sylvestris* (totalt 41 tillfällen) har beräknats till 11,9 respektive 18 kg CO<sub>2</sub>e/FU. Av dessa utsläpp står pickupbilen som används vid bevattningen för 31 %, medan bensinpumpen som används för att pumpa vattnet står för 69 %.

Sammanlagt innebär plantering och etableringsbevattningsav *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* i storlek alléträd 30-35 med rotklump utsläpp av 103, 106 respektive 112 kg CO<sub>2</sub>e/FU. Utsläpp från varje utsläppskälla vid plantering och etableringsbevattnings för respektive trädart redovisas i figur 13.

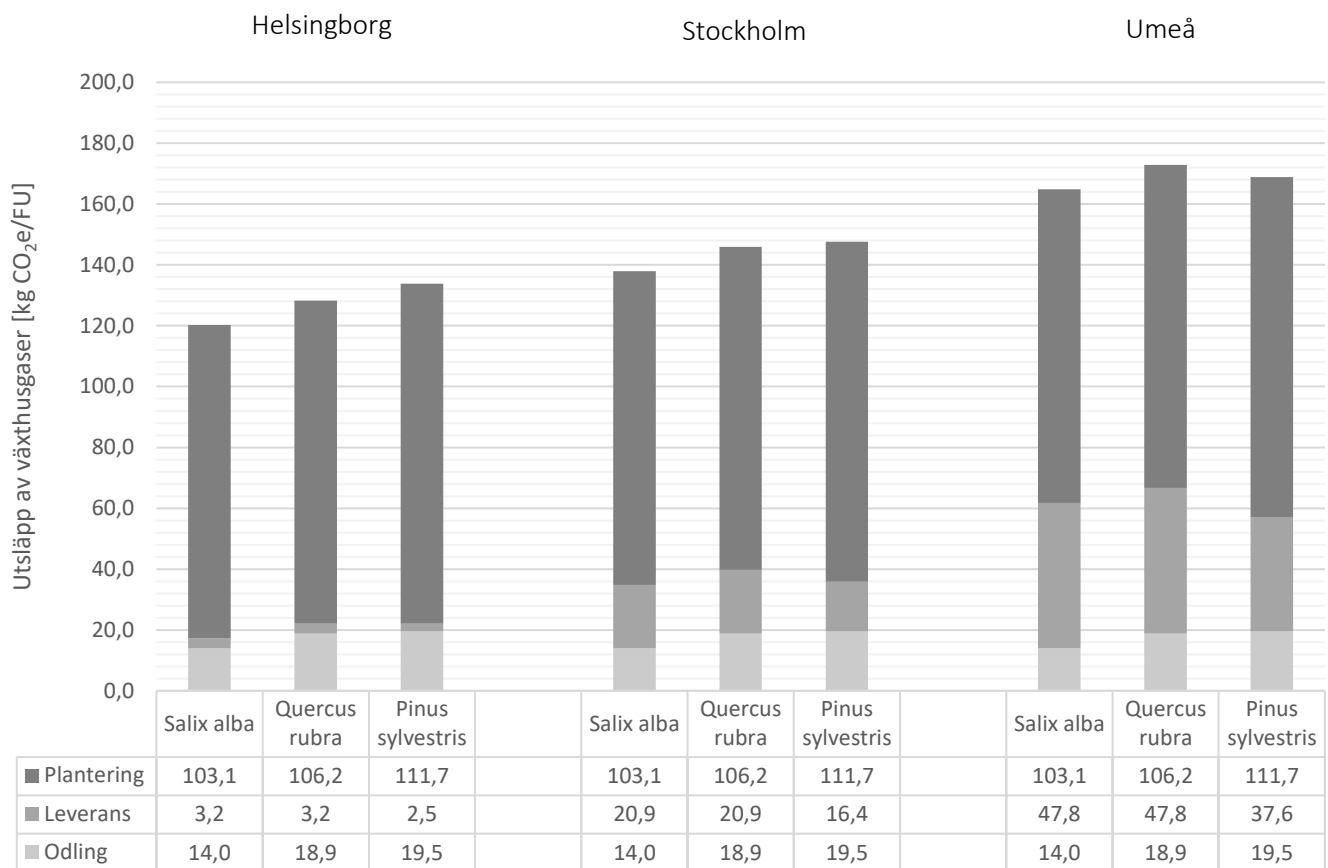




Figur 13. Här visas storleken för samtliga utsläppsposter vid plantering och etableringsbevattning av *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* i försäljningsstorlek alléträd 30-35 med rotklump.

### 3.4 Totala utsläpp från odling, leverans och plantering

Totala utsläpp av växthusgaser från odling, leverans och plantering av *Salix alba* i Helsingborg, Stockholm och Umeå har beräknats till 120, 138 respektive 165 kg CO<sub>2</sub>e/FU. Motsvarande utsläpp för *Quercus rubra* har beräknats till 128, 146 respektive 173 kg CO<sub>2</sub>e/FU samt för *Pinus sylvestris* till 134, 148 respektive 169 kg CO<sub>2</sub>e/FU. En sammanställning av dessa resultat, hur stor del utsläppen odling, leverans och plantering står för samt en jämförelse mellan trädarterna planterade i de olika städerna redovisas i figur 14.



Figur 14. Totala utsläpp samt utsläpp från respektive delmoment vid leverans från Tönnersjö till plantering i Helsingborg, Stockholm och Umeå för de tre olika trädarterna.

Oavsett stad och trädart står plantering (inklusive etablering) för den största andelen av utsläppen, vilket tydligt illustreras i figur 14. Utsläpp från odling och plantering av respektive trädart är lika stora oberoende av stad som de planteras i. Vid plantering i Helsingborg och Stockholm innebär *Pinus sylvestris* störst sammanlagda utsläpp av de tre arterna, främst beroende på större utsläpp från planteringen, där den längre perioden med etableringsbevattning är den avgörande faktorn. Vid plantering i Umeå är det däremot *Quercus rubra* som innebär störst utsläpp. Jämfört med *Pinus sylvestris* är *Quercus rubra* ett större träd sett till total volym vid storlek alléträd 30-35, vilket innebär att färre trädplantor (FU) ryms i en lastbilstrailer vid leverans. Vid den längre leveransen till Umeå innebär därmed *Quercus rubra* så pass mycket mer utsläpp att de sammanlagda utsläppen överstiger de sammanlagda utsläppen för *Pinus sylvestris*. *Salix alba* har lägst sammanlagda utsläpp i alla tre städer. Dock minskar skillnaderna mellan arterna när transportavstånden ökar. I Helsingborg är skillnaden mellan att plantera *Salix alba* och *Pinus sylvestris* 14 kg CO<sub>2</sub>e. I Stockholm har skillnaden krympt till 10 kg CO<sub>2</sub>e och i Umeå har skillnaden krympt ytterligare till 4 kg CO<sub>2</sub>e. Även detta beror på volymskillnaden mellan arterna vid storlek alléträd 30-35, vilket innebär att fler *Pinus sylvestris* ryms i en lastbilstrailer. Därmed får *Pinus sylvestris* lägre utsläpp per FU under leverans.

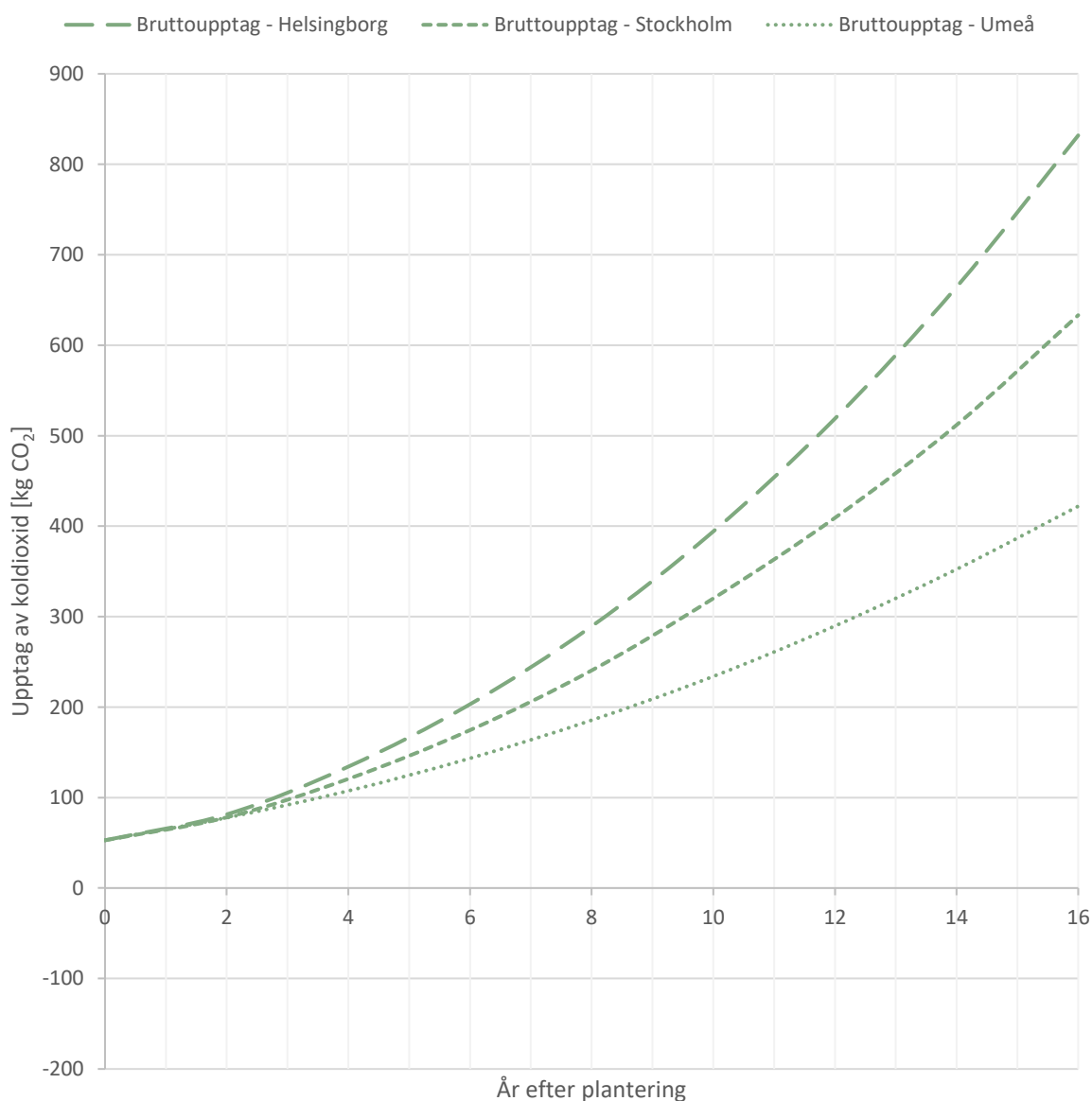
### 3.5 Koldioxidupptag och klimatneutral tidpunkt

#### Under odling

*Salix alba* uppnår försäljningsstorlek alléträd 30-35 efter totalt 8 års odling och beräknas då ha bundit 52,8 kg CO<sub>2</sub>. Motsvarande för *Quercus rubra* är 13 år odling och 56,8 kg CO<sub>2</sub> samt 14 års odling och 27,9 kg CO<sub>2</sub> för *Pinus sylvestris*.

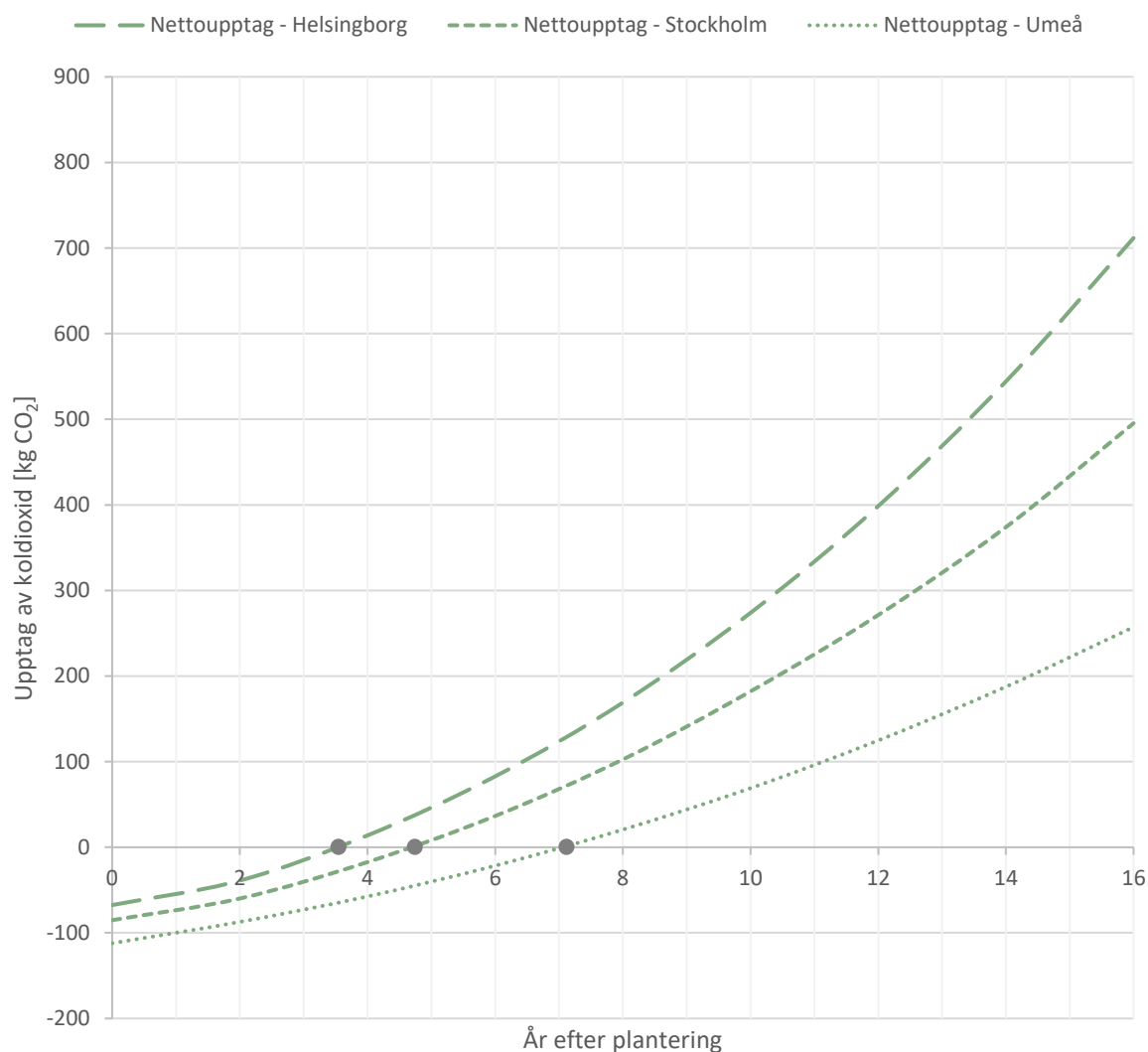
#### *Salix alba* – år 0 till 16 efter plantering

En *Salix alba* planterad i öppen parkmark har efter 10 år bundit 394, 320 och 234 kg CO<sub>2</sub> i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå. År 16 efter plantering har *Salix alba* bundit 832, 633 och 422 kg CO<sub>2</sub> i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå. Bruttoupptag koldioxid för *Salix alba* i de tre städerna illustreras i figur 15.



Figur 15. Total mängd bunden koldioxid år 0 till 16 för en *Salix alba* planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå.

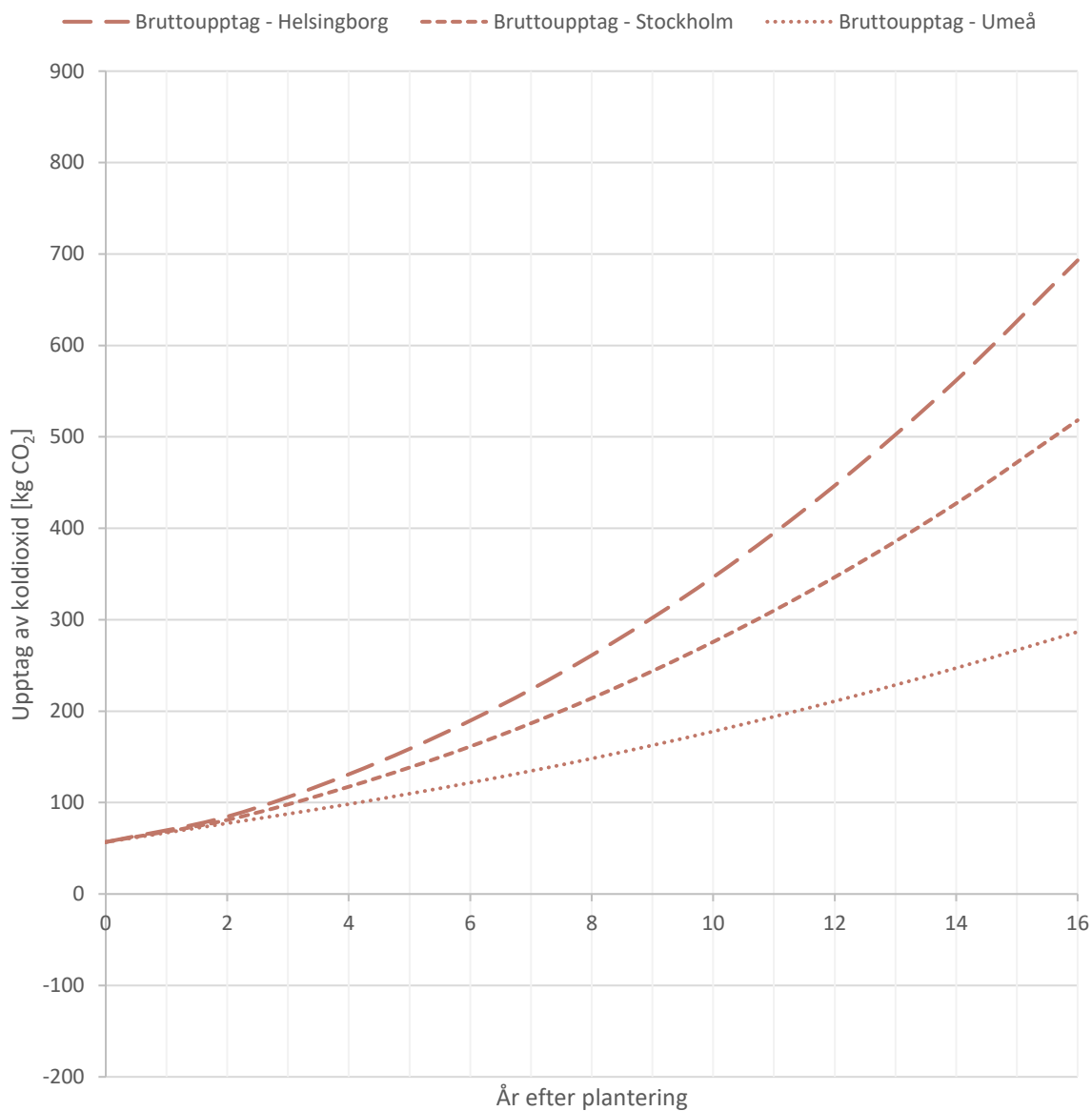
I Helsingborg blir *Salix alba* klimatneutral under år 4 efter trädet planterats. Motsvarande i Stockholm och Umeå är år 5 respektive år 8. Nettoupptag koldioxid efter 10 år i respektive stad blir 274, 182 respektive 69 kg CO<sub>2</sub>. Nettoupptag koldioxid efter 16 år i respektive stad blir 712, 495 respektive 257 kg CO<sub>2</sub>. I figur 16 illustreras totalt nettoupptag koldioxid för *Salix alba* från år 0 till 16 efter plantering i parkmark samt tidpunkterna som *Salix alba* blir klimatneutral i respektive stad.



Figur 16. Nettoupptag koldioxid för en *Salix alba* planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Grå punkt visar tidpunkten *Salix alba* blir klimatneutral i respektive stad.

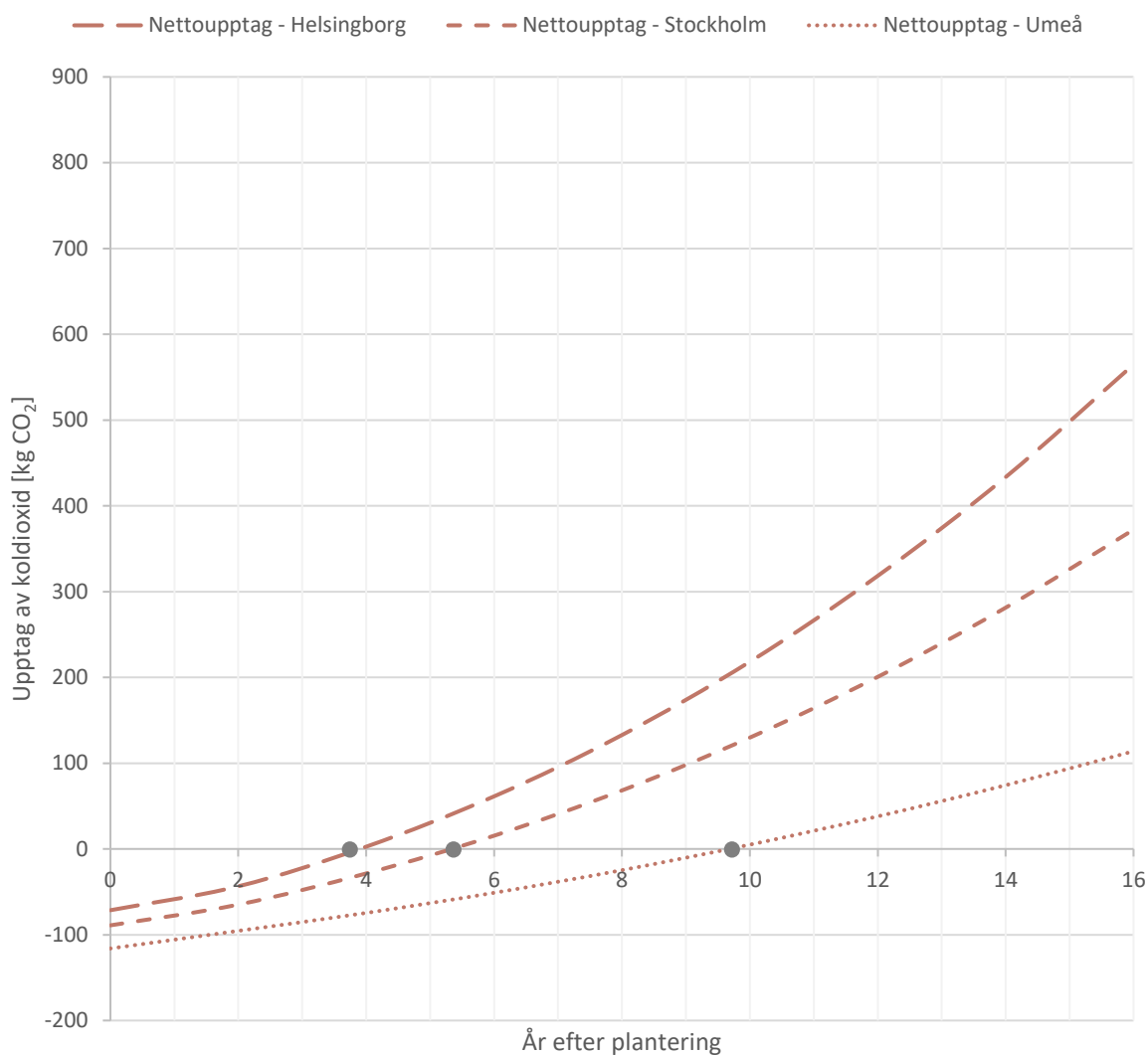
### *Quercus rubra* – år 0 till 16 efter plantering

En *Quercus rubra* planterad i öppen parkmark har efter 10 år bundit 347, 276 och 178 kg CO<sub>2</sub> i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå. År 16 efter plantering har *Quercus rubra* bundit 693, 518 och 287 kg CO<sub>2</sub> i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå. Bruttoupptag koldioxid för *Quercus rubra* i de tre städerna illustreras i figur 17.



Figur 17. Total mängd bunden koldioxid år 0 till 16 för en *Quercus rubra* planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå.

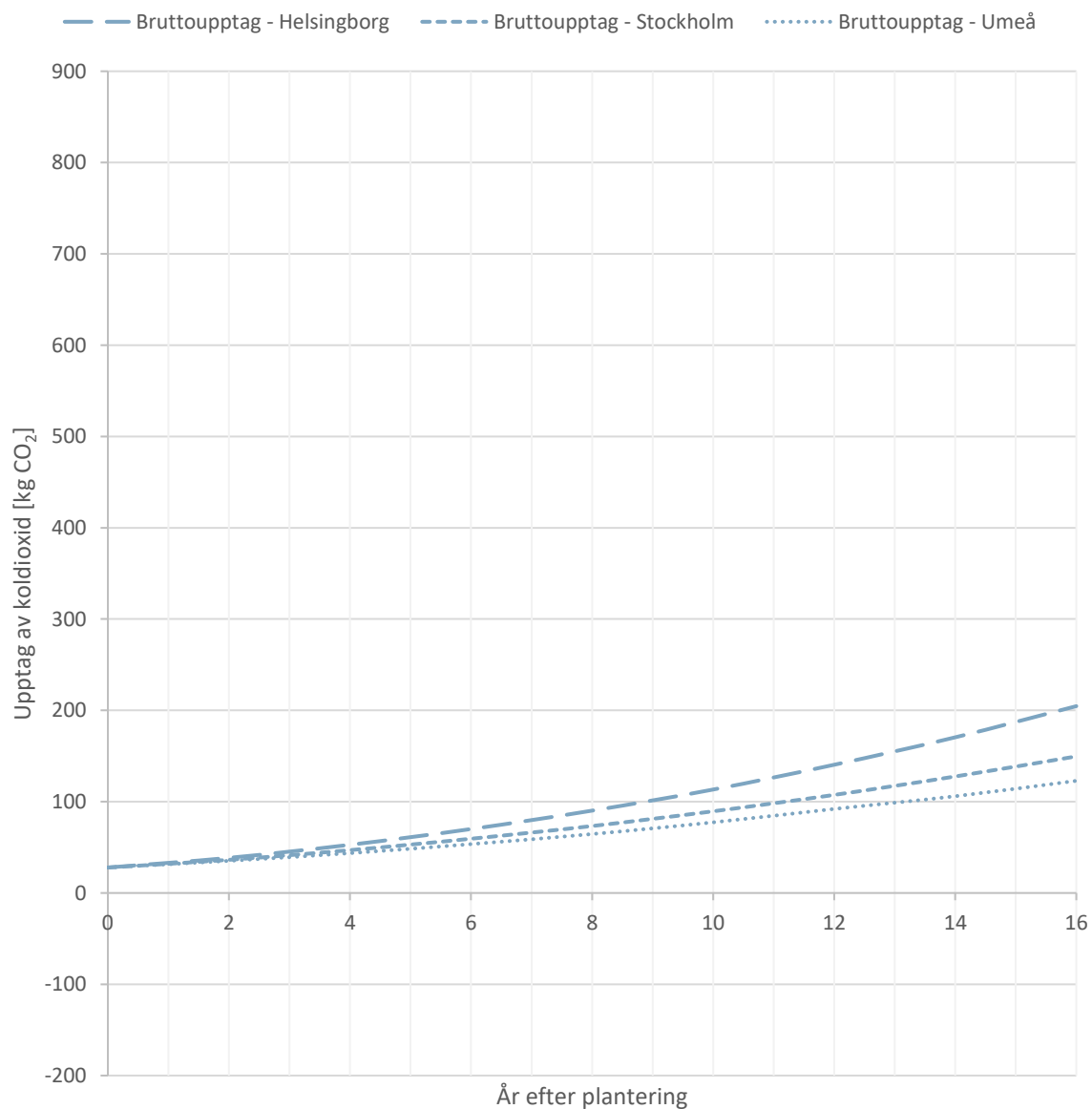
I Helsingborg blir *Quercus rubra* klimatneutral under år 4 efter trädet planterats. Motsvarande i Stockholm och Umeå är år 6 respektive år 10. Nettoupptag koldioxid efter 10 år i respektive stad blir 218, 130 respektive 5 kg CO<sub>2</sub>. Nettoupptag koldioxid efter 16 år i respektive stad blir 565, 372 respektive 114 kg CO<sub>2</sub>. I figur 18 illustreras totalt nettoupptag koldioxid för *Quercus rubra* från år 0 till 16 efter plantering i parkmark samt tidpunkterna som *Quercus rubra* blir klimatneutral i respektive stad.



Figur 18. Nettoupptag koldioxid för en *Quercus rubra* planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Grå punkt visar tidpunkten *Quercus rubra* blir klimatneutral i respektive stad.

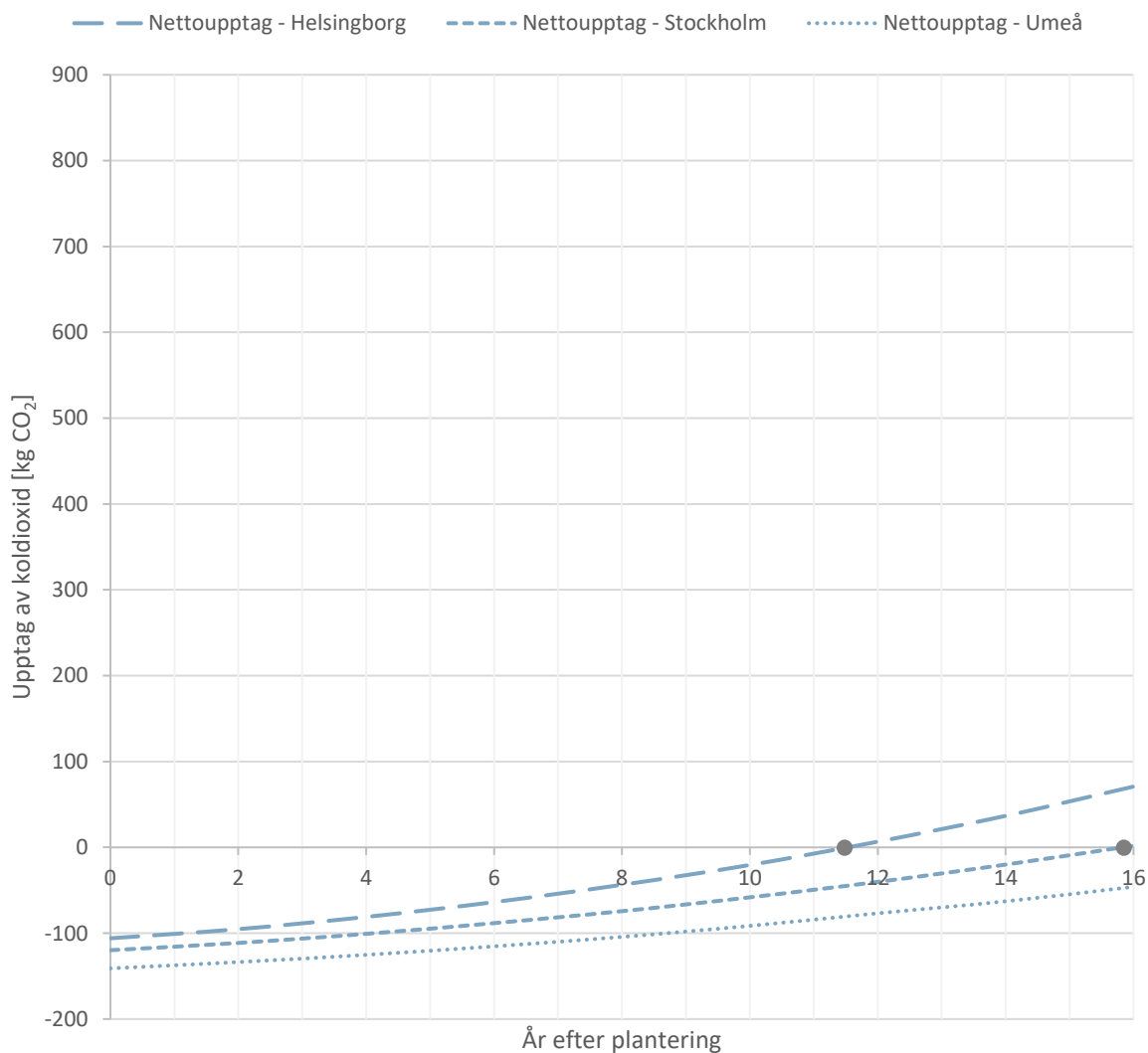
### *Pinus sylvestris* – år 0 till 16 efter plantering

En *Pinus sylvestris* planterad i öppen parkmark har efter 10 år bundit 113, 89 och 77 kg CO<sub>2</sub> i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå. År 16 efter plantering har *Pinus sylvestris* bundit 205, 150 och 123 kg CO<sub>2</sub> i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå. Bruttoupptag koldioxid för *Pinus sylvestris* i de tre städerna illustreras i figur 19.



Figur 19. Total mängd bunden koldioxid år 0 till 16 för en *Pinus sylvestris* planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå.

I Helsingborg och Stockholm blir *Pinus sylvestris* klimatneutral under år 12 respektive år 16 efter att trädet planterats. I Umeå hinner inte en *Pinus sylvestris* bli klimatneutral inom 16 år efter plantering. Nettoupptag koldioxid efter 10 år i respektive stad blir -20, -58 respektive -91 kg CO<sub>2</sub>. Nettoupptag koldioxid efter 16 år i respektive stad blir 71, 2 respektive -46 kg CO<sub>2</sub>. En *Pinus sylvestris* planterad i parkmark i Umeå behöver alltså efter år 16 binda ytterligare 46 kg CO<sub>2</sub> för att bli klimatneutral. I figur 20 illustreras totalt nettoupptag koldioxid för *Pinus sylvestris* från år 0 till 16 efter plantering i parkmark samt tidpunkterna som *Pinus sylvestris* blir klimatneutral i Helsingborg och Stockholm.



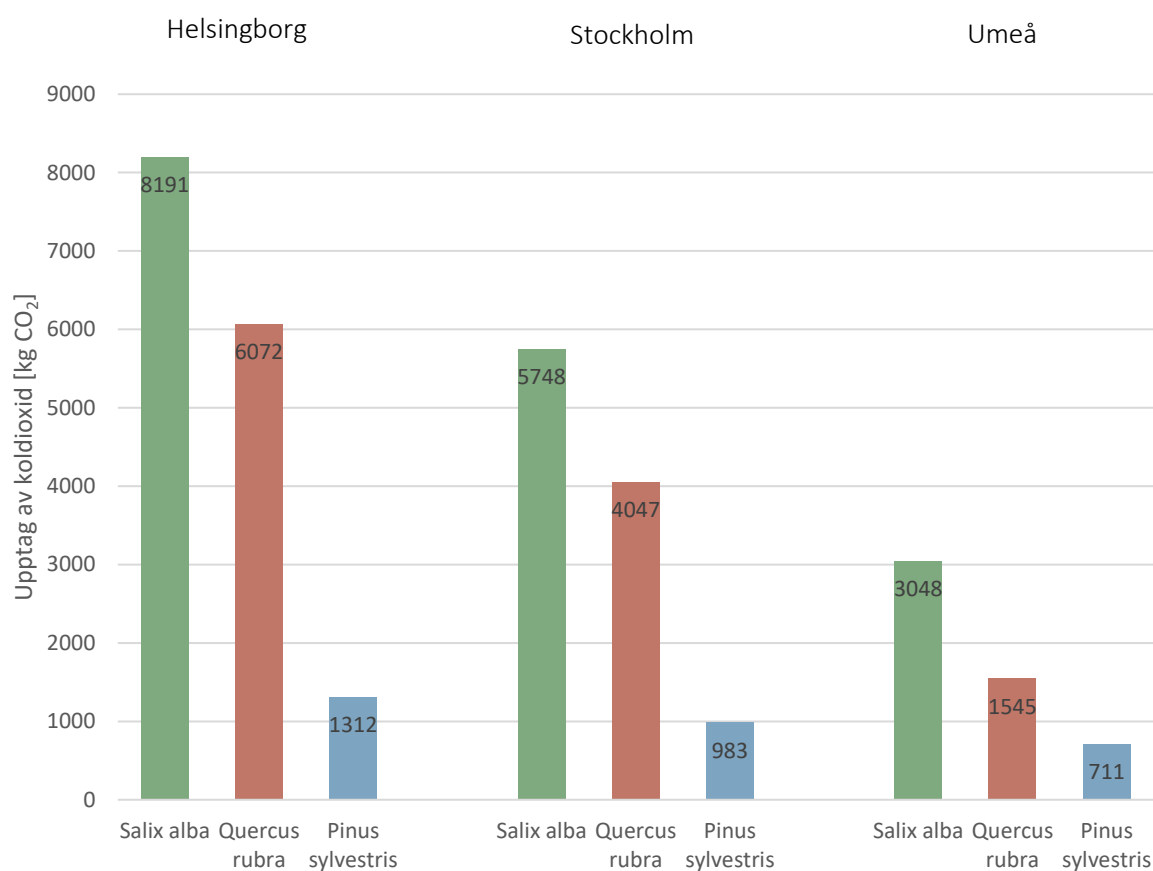
Figur 20. Nettoupptag koldioxid för en *Pinus sylvestris* planterad i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Grå punkt visar tidpunkten *Pinus sylvestris* blir koldioxidneutral i Helsingborg och Stockholm. En *Pinus sylvestris* planterad i Umeå hinner inte bli klimatneutral inom 16 år efter plantering.



## 50 år efter plantering

### Bruttoupptag

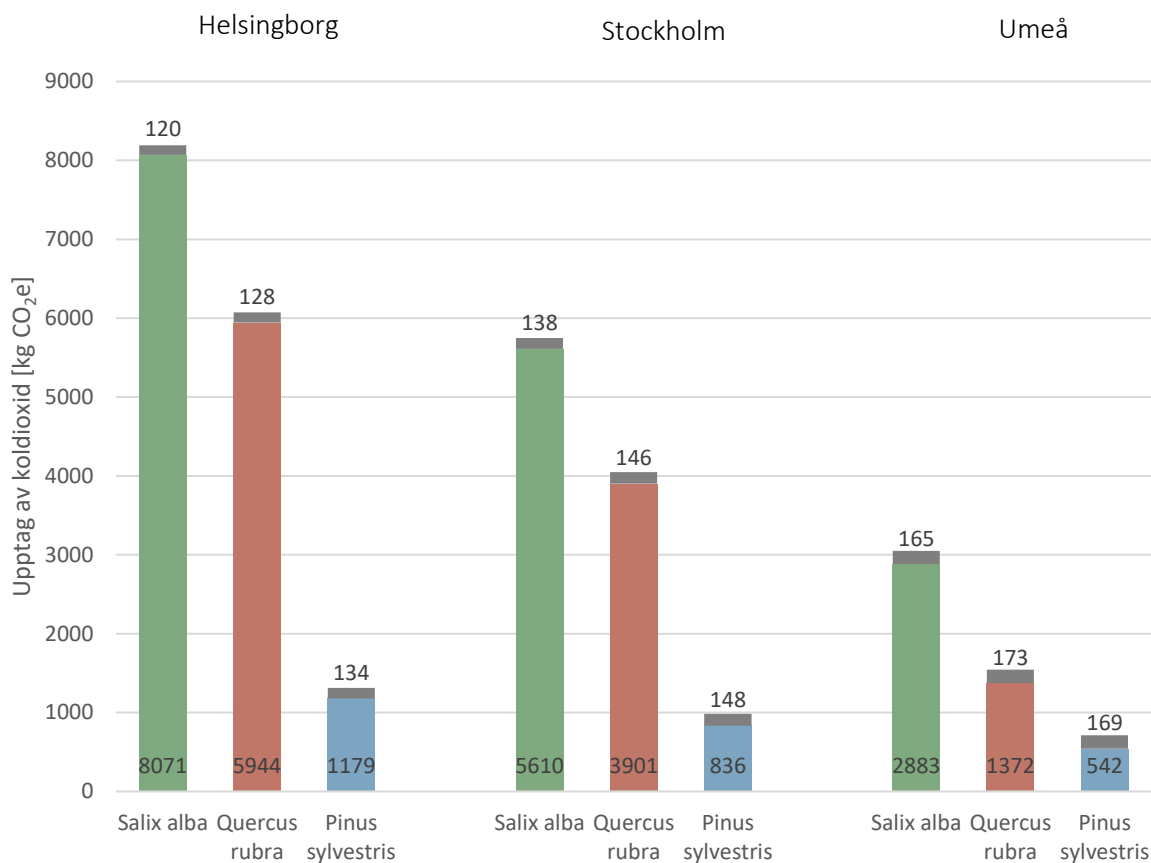
När *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* har fått växa i 50 år i parkmark i Helsingborg har träden bundit 8191, 6072 respektive 1312 kg CO<sub>2</sub>. Motsvarande i Stockholm är 5748, 4047 respektive 983 kg CO<sub>2</sub> och i Umeå 3048, 1545 respektive 711 kg CO<sub>2</sub>. Detta illustreras i figur 21.



Figur 21. Koldioxid som träden bundit efter 50 år i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå.

### Nettoupptag

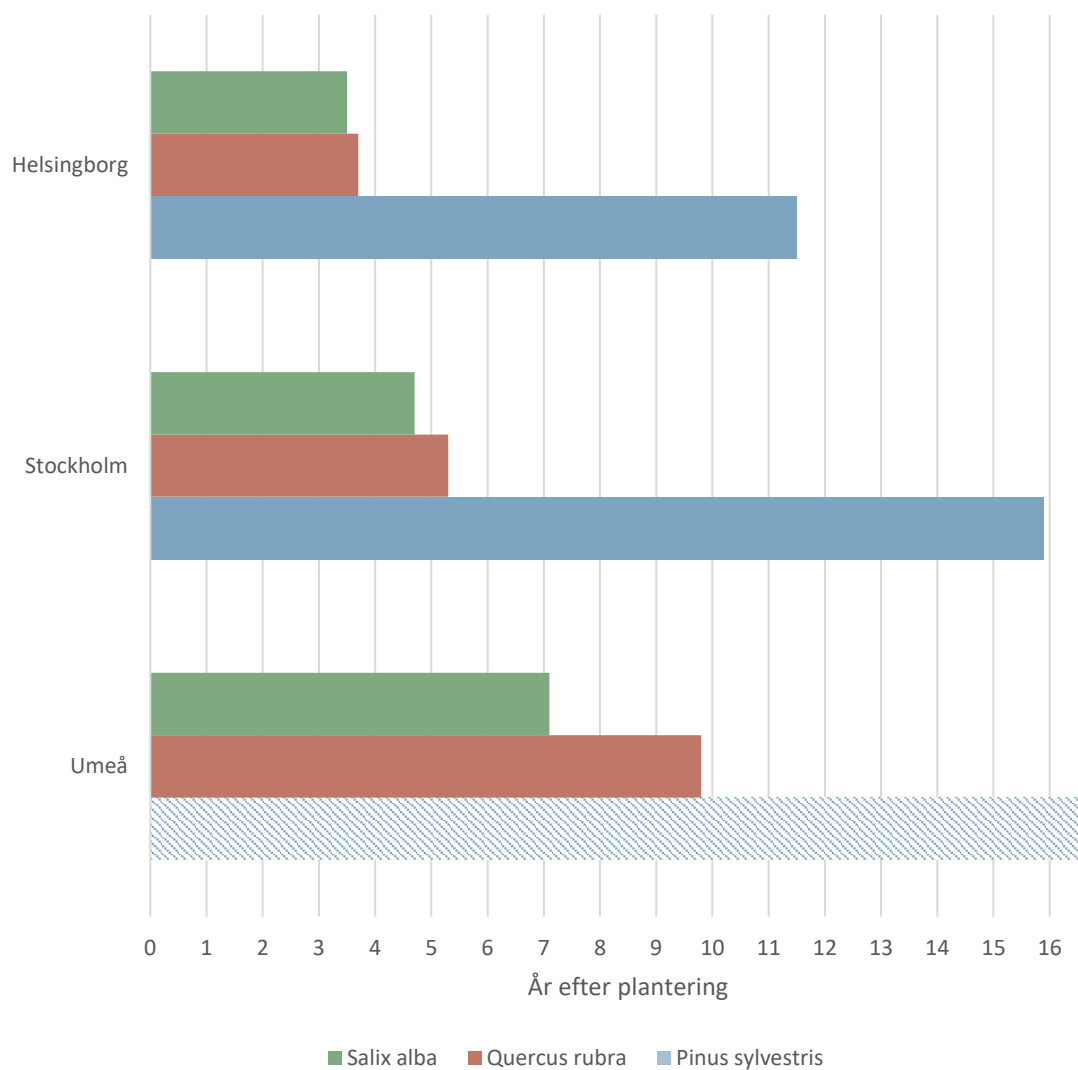
Nettoupptag koldioxid efter 50 år i parkmark, efter att utsläpp från odling, leverans, plantering och etablering subtraherats, blir för *Salix alba* 8071, 5610 och 2883 kg CO<sub>2</sub> i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå. Motsvarande nettoupptag koldioxid för *Quercus rubra* blir 5944, 3901 och 1372 kg CO<sub>2</sub> samt blir för *Pinus sylvestris* 1179, 836 och 542 kg CO<sub>2</sub> i Helsingborg, Stockholm respektive Umeå. I figur 22 illustreras nettoupptag koldioxid för varje trädart i de tre städerna efter att de fått växa 50 år i parkmark.



Figur 22. Nettoupptag koldioxid efter 50 år. Grå del av stapel representerar sammanlagda utsläpp under odling, leverans, plantering och etablering av träden.

### 3.6 Koldioxidneutral tidpunkt efter plantering - sammanställning

I Helsingborg blir både *Salix alba* och *Quercus rubra* koldioxidneutrala under det fjärde året efter att träden planterats i parkmark. *Pinus sylvestris* blir koldioxidneutral under det tolfte året efter plantering i parkmark i Helsingborg. Vid plantering i parkmark i Stockholm blir *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* koldioxidneutrala under det femte, sjätte respektive sextonde året efter plantering. Vid plantering i parkmark i Umeå blir *Salix alba* och *Quercus rubra* koldioxidneutrala under det åttonde respektive tionde året efter plantering. En *Pinus sylvestris* planterad i parkmark i Umeå hinner inte bli koldioxidneutral inom 16 år efter plantering. I figur 23 sammanställs resultatet för vilket år efter plantering de tre olika trädarterna blir koldioxidneutrala i Helsingborg, Stockholm och Umeå.



Figur 23. Tidslinje över vilket år efter plantering som de tre trädarterna blir koldioxidneutrala i respektive stad. Pinus sylvestris i Umeå hinner inte bli koldioxidneutral inom 16 år efter plantering.

## *4. Diskussion*

---



## 4. Diskussion

I det här kapitlet diskuteras resultatet av livscykelanalysen och litteraturstudien. Olika vinklar på resultatet lyfts för att belysa de mest känsliga momenten i ett träds livscykel som har störst påverkan på det sammanlagda klimatavtrycket. Resultatet knyts an till hur klimatnyttan från plantering av ett enskilt stadsträd står i förhållande till landskapsarkitektur och stadsplanering ur ett vidare perspektiv. Även möjligheter att ytterligare förstärka klimatnyttan från stadsträd specifikt diskuteras, men också genom andra aspekter av landskapsarkitektur. Utifrån detta lyfts förslag för vidare studier.

### 4.1 Livscykelanalysens sammanlagda resultat

Bortsett från *Pinus sylvestris* planterad i Umeå hinner alla tre trädarter bli klimatneutrala i de tre städerna inom 16 år. Det finns ett tydligt samband mellan hur tidigt trädarternas klimatneutrala tidpunkter infaller och trädarternas olika tillväxt- och energiinvesteringsstrategier. Den snabba biomassatillväxten hos *Salix alba* leder till en snabbt stegrande inbindningstakt av koldioxid de första 16 åren efter plantering, medan den långsamma biomassatillväxten hos *Pinus sylvestris* leder till en väldigt mycket mer långsamt stegrande inbindningstakt av koldioxid. *Quercus rubra* har de första 16 åren efter plantering en koldioxidinbindning som ökar betydligt mycket snabbare än *Pinus sylvestris*, men inte lika snabbt som för *Salix alba*.

Efter 50 års tillväxt i parkmark har en *Salix alba* bidragit med en nettoinbindning av koldioxid på drygt 8,1 ton, 5,6 ton och 2,9 ton CO<sub>2</sub>e beroende på om den planterats i Helsingborg, Stockholm eller Umeå. Motsvarande för *Quercus rubra* är drygt 5,9 ton, 3,9 ton och 1,4 ton CO<sub>2</sub>e. *Pinus sylvestris* har efter 50 års tillväxt i parkmark bidragit med en nettoinbindning av drygt 1,2 ton, 0,84 ton och 0,54 ton CO<sub>2</sub>e i respektive stad. Likt den kortare tidshorisonten på 16 år verkar det även för den 50-åriga tidshorisonten fortsatt finnas ett samband mellan trädarternas olika tillväxt- och energiinvesteringsstrategier och deras kvantitativa nettoeffekt på växthusgasbalansen. Det finns även ett tydligt samband mellan alla tre trädarters koldioxidinbindning och skillnaden i förväntad biomassatillväxt i de tre olika städerna. Detta skulle kunna tolkas som att det är svårare att bidra till negativa utsläpp med hjälp av stadsträd i kargare växtzoner. Det tyder också på att det kan vara ännu viktigare att välja snabbväxande stora trädarter i kalla växtzoner än i varma. Sammantaget visar resultatet på att en snabb tillväxttakt hos ett stadsträd är mycket positivt ur avseendet att åstadkomma negativa utsläpp, åtminstone inom en tidshorisont på 50 år, vilket ligger i linje med vad litteraturstudien antyder (Jo, Kim, m.fl., 2019; Nowak m.fl., 2002).

1 ton, 3 ton eller 8 ton CO<sub>2</sub> kan verka abstrakt och det kan vara svårt att skapa sig ett grepp om hur mycket det egentligen är. Som en jämförelse innebär 258 mils körning med en dieselbil som förbrukar 0,7 liter diesel per mil utsläpp motsvarande 1 ton CO<sub>2</sub>. Detta är

ungefär lika mycket utsläpp som det innebär att för en person att arbetspendla med bil under ett år (228 dagar) mellan centrala Stockholm (Norrmalm) och Solna. En annan jämförelse är utsläpp från användning av betong. En meter betongkantstöd medför utsläpp av 9 kg CO<sub>2</sub> vid tillverkning och transport (Bolin, 2015), vilket innebär att ungefär 111 meter betongkantstöd motsvarar utsläpp av 1 ton CO<sub>2</sub> (exklusive utsläpp vid anläggning).

En aspekt på resultatet som tåls att återupprepas är att den beräknade kvantitativa nettoinbindningen koldioxid som beräknats i den här uppsatsen gäller när det tre trädarterna får växa under goda tillväxtförhållanden i öppen parkmark. Planterade i en annan ståndort med andra förutsättningar, som exempelvis trång och hårdgjord gatumiljö eller i en tät naturlig plantering, kommer antagligen den kvantitativa klimatnyttan se annorlunda ut för de tre trädarterna.

## 4.2 Stadsträds medförda utsläpp av växthusgaser

För alla tre trädarter som undersökts i livscykelanalysen stod insatserna under plantering för den största andelen av de totala utsläppen, oavsett vilken stad träden planteras i. Även vid plantering av träden i Umeå, som innebär längst transportsträcka av de tre olika städerna, så innebär utsläppen från leveransen en förhållandevis liten del av de totala utsläppen. En intressant aspekt av resultatet är att utsläppen vid leverans till Umeå resulterar i att *Quercus rubra* går förbi *Pinus sylvestris* som den trädarten med störst utsläpp. I Helsingborg och Stockholm är *Pinus sylvestris* den arten med störst utsläpp. *Salix alba* är den art med lägst utsläpp i samtliga städer. Om träden däremot skulle levereras till Kiruna, som ligger drygt 60 mils väg norr om Umeå, så skulle *Pinus sylvestris* vara det träd som innebär lägst utsläpp. Skillnaden skulle då vara drygt 1,4 kg CO<sub>2</sub>e mindre utsläpp från *Pinus sylvestris* än från *Salix alba*. Anledningen till att det förhåller sig på det här viset beror på antalet trädplantor som ryms i en lastbilstrailer. Om samma antal plantor oavsett trädart levereras i en trailer blir utsläppen per trädplanta lika stora. I ett sådant scenario skulle utsläpp vid odling och plantering avgöra den sammanlagda skillnaden mellan trädarterna. Utsläpp per FU under leverans är beräknade utifrån att 22 stycken plantor *Salix alba* eller *Quercus rubra* och 28 stycken plantor *Pinus sylvestris* ryms i en fullastad lastbilstrailer. 22 och 28 stycken FU per leverans innebär utsläpp av 0,38 respektive 0,3 kg CO<sub>2</sub>e per mil. Under inventering av tillvägagångssätt vid leverans av träden uppskattades att mellan 18 till 25 stycken *Salix alba* eller *Quercus rubra* och mellan 25 till 30 stycken *Pinus sylvestris* ryms i en trailer. Leverans av 18, 25 och 30 stycken FU motsvarar utsläpp av 0,47, 0,34 respektive 0,28 kg CO<sub>2</sub>e per mil.

I livscykelanalysen av Ingram (2012) som analyserat utsläpp från odling och hantering av ett hälften så stort träd som de alléträd 30-35 som undersökts i den här uppsatsen, uppskattas att 100 träd ryms i en lastbilstrailer (Ingram, 2012). 100 stycken FU per leverans hade inneburit utsläpp av 0,08 kg CO<sub>2</sub>e per mil, förutsatt att lastbilens bränsleförbrukning förblir densamma. Detta motsvarar drygt 22 % och 28 % av utsläppen vid leverans av 22 respektive

28 stycken FU. Om istället 10 stycken FU skulle levereras med samma lastbil hade utsläppen per FU ökat till 0,84 kg CO<sub>2</sub>e per mil, mer än dubbelt så mycket som leverans av 22 FU. Om exempelvis 10 stycken *Salix alba*, istället för 22 stycken, levereras till plantering i Umeå hade utsläppen från leverans stigit från dryga 48 kg CO<sub>2</sub>e till 105 kg CO<sub>2</sub>e. I ett sådant scenario kommer det ta 2 år extra innan en etablerad *Salix alba* blir klimatneutral. Detta antyder att utsläppen kopplade till att leverera ett träd kan variera kraftigt beroende på hur många träd som levereras, framförallt ifall planteringsplatsen ligger långt bort ifrån plantskolan som träden odlats på. Hur många träd som kan levereras per trailer beror i sin tur på trädplantornas storlek, vilket indikerar att mindre men fler plantor kan leda till lägre utsläpp så länge träden överlever transport, plantering och etablering.

En annan aspekt av utsläppen från leverans är huruvida lastbilens utsläpp under retursträckan belastar de levererade träden. I livscykelanalysen antogs att 10 % utsläppen under returkörning belastar träden, därefter antogs att lastbilen i ett annat uppdrag fraktar annat ekipage. Ju längre sträcka lastbilen körs efter att träden levererats utan att ett nytt fraktoppdrag påbörjas desto mer utsläpp från retursträckan belastar trädens klimatavtryck. I och med att det ligger i alla inblandade parter ekonomiska intresse att ett nytt fraktoppdrag påbörjas så snabbt som möjlig efter att träden levererats antogs i livscykelanalysen att merparten av retursträckan körs lastad med annat ekipage. I en situation där lastbilen kör hela retursträckan utan att påbörja något nytt fraktoppdrag kommer trädens klimatavtryck från leverans att öka dramatiskt, framförallt vid längre transportsträckor. Om retursträckan efter leverans av *Quercus rubra* till Umeå körs helt utan att ett nytt fraktoppdrag påbörjas skulle utsläpp från leverans öka från 48 kg CO<sub>2</sub>e till 87 kg CO<sub>2</sub>e., vilket hade inneburit tidpunkten trädet blir klimatneutralt hade inträffat under den tolfte växtsäsongen istället för den tionde.

Insatser vid plantering inklusive etableringsbevattnings är sammanlagt det delmoment i trädens livscyklar som innebär störst utsläpp för alla tre arter. Utsläpp från etableringsbevattnings av träden är nästan lika stora som utsläppen vid odling av respektive trädart. Varje tillfälle träden bevattnas sker utsläpp av 0,44 kg CO<sub>2</sub>e. I ett scenario där träden bevattnas på samma vis som under etablering i ytterligare 15 år med bevattning 3 gånger per år skulle ytterligare 19,8 kg CO<sub>2</sub>e släppas ut i atmosfären, alltså mer utsläpp än vad odling av en FU *Pinus sylvestris* innebär.

Den enskilt största utsläppskällan av alla moment som utförs under odling, leverans och plantering av alla trädarter oavsett vilken stad de planteras i är användning av hjulgrävaren när träden planteras i parkmark. Vid plantering används hjulgrävaren i drygt 100 minuter per FU. Om detta hade kunnat kortas ner till 80 minuter, med oförändrad motorbelastning, skulle utsläppen minska med ungefär 11 kg CO<sub>2</sub>e. Ifall hjulgrävaren byttes ut mot en likvärdig arbetsmaskin som är dubbelt så bränsleeffektiv och kan används för att utföra hela trädplanteringen på samma tid skulle utsläppen halveras. Exempelvis skulle det innebära att en *Salix alba* planterad i Stockholm skulle bli klimatneutral 1 år tidigare.

I en livscykelanalys av Ingram (2012) som undersöker *Acer rubrum* antas att en traktor som endast förbrukar 3,6 liter diesel i timmen används vid planteringstillfället. Traktorn antas användas i endast 5 minuter för att förflytta och positionera trädet, som därefter planteras för hand. I livscykelanalysen har det utgått från att trädet har storlek 5 cm dbh när det planteras (Ingram, 2012). Denna trädstorlek är ungefär hälften av ett alléträd 30-35 (ca 10 cm dbh). Det skulle kunna ifrågasättas om det verkligen är rimligt och representativt att ett träd i den storleken (5 dbh) planteras för hand. Oavsett så är det mycket stor skillnad på tillvägagångssättet vid trädplantering i Ingrams (2012) livscykelanalys jämfört med hur trädplantering av alléträd 30-35 har inventerats i den här uppsatsen. Att det skiljer så mycket gör det svårt att jämföra utsläppen. Oavsett så indikerar detta att mindre trädstorlekar som kan hanteras och planteras för hand resulterar i lägre växthusgasutsläpp än större trädplanter som kräver bränsleslukande arbetsmaskiner för hantering och plantering.

En annan mycket stor utsläppskälla vid plantering av träden är den jordförbättrande grönkompost som används. Vid plantering har växtbädden för ett träd uppskattats till 2x2x0,5 meter, alltså 2 kubikmeter. Den volym grönkompost som tillförs varje växtbädd (0,5 m<sup>3</sup>) kommer alltså utgöra 25 volym-% av växtbäddens jordvolym efter utförd plantering, resterande utrymmer kommer tas upp av trädets rötter och återförd mineraljord. Hur mycket jordförbättring en växtplats kräver beror också på hur de faktiska jordförhållandena ser ut. Om marken som träden ska planteras i från början är kraftigt kompakterad kommer det krävas en större anlagd växtbädd, även i parkmark (Stockholms Stad, 2017). Förutom potentiellt större volymer grönkompost skulle detta även innebära fler maskintimmar för att bearbeta den kompakterade marken och därigenom mer utsläpp av växthusgaser.

Enligt handboken Växtbäddar i Stockholms stad (Stockholms Stad, 2017) rekommenderas en växtbädd i parkmark att anläggas med mellan 15 till 25 volym-% blandning kompost och pimpsten alternativt kompost och biokol. 25 volym-% grönkompost skulle därför kunna anses ligga i överkant vad gäller jordförbättring. Om växtbädden istället skulle anläggas med 12 volym-% grönkompost och 3 volym-% pimpsten skulle utsläppen minska till 24 kg CO<sub>2</sub>e, vilket motsvarar 60 % av utsläppen från 25 volym-% grönkompost i växtbädden. Om grönkomposten i växtbädden istället hade bytts ut mot samma volym torv som även gödslats med mineralgödsel (NPK 15-7-15) för få samma kvävehalt som grönkompost, hade utsläpp från jordförbättring stigit till 108 kg CO<sub>2</sub>e per växtbädd.

I en livscykelanalys av Petri m.fl. (2016) som undersöker *Acer rubrum* anses att utsläpp från grönkompost som används som jordförbättring i trädets växtbädd tillhör den växt som den komposterade biomassan kommer från och därmed inte ska belasta den planterade *Acer rubrum*s klimatavtryck (Petri m.fl., 2016). Huruvida det är korrekt att inkludera eller exkludera utsläpp från grönkompostanvändning i ett planterat trädets klimatavtryck kan diskuteras. Livscykelanalysen som är gjord i den här uppsatsen lutar sig mot riktlinjer angivna i PAS 2050, som menar att biogena koldioxidutsläpp ska exkluderas (såvida de inte sker till följd av förändrad markanvändning) medan biogena metan- och lustgasutsläpp ska inkluderas (BSI,



2008). Utifrån dessa riktlinjer har just metan- och lustgasutsläpp från komposteringsprocess och användning av grönkompost inkluderats, medan koldioxidutsläpp under komposteringsprocessen av biomassaavfall har exkluderats.

Vid plantering i samtliga städer står odlingen på plantskola för en liten andel av de sammanlagda utsläppen för alla tre träddarter. De utsläpp som sker under plantskoleodlingen av träden är i snarlik storleksordning som rapporterats i likande livscykelanalyser från bland annat Kendall och McPherson (2012) och Ingram och Hall (2016). I dessa studier har dock FU av mindre trädstorlekar som odlas kortare tid undersökts. Exempelvis beräknar Ingram och Hall (2016) att en *Acer rubrum* som odlas på fält på en plantskola i USA till storlek 5 cm dbh, vilket alltså är ungefär halva stamdiametern av ett alléträd 30-35, innebär totala utsläpp av 17,1 kg CO<sub>2</sub>e under odling i 6 år. Det är drygt 3 kg CO<sub>2</sub>e mer än utsläppen från totalt 8 års odling av *Salix alba* till ett alléträd 30-35 på Tönnersjö. Det som tycks förklara det mesta av denna skillnad är att odlingen på plantskolan i USA medför betydligt mer utsläpp från maskinanvändning per FU än vad odlingen på Tönnersjö gör. Att utsläppen från maskinanvändning skiljer sig skulle kunna bero på hur utsläppen beräknats. I livscykelanalysen i den här uppsatsen har dessa utsläpp beräknats utifrån total årlig bränsleförbrukning, för att därefter fördelas per FU. Ingram och Hall (2016) har istället inventerat och uppskattat hur länge olika maskininsatser under odlingen utförs och hur hög motoreffekt de körs på, vilket eventuellt resulterar i en mer korrekt uppskattning av resulterande utsläpp. Å andra sidan skulle Ingram och Halls (2016) metod också kunna överskattar motoreffekten och hur lång tid en viss maskininsats utförs. Det skulle i så fall leda till en överdriven uppskattning av utsläppen.

Att utsläppen skiljer sig mellan den här livscykelanalysen och Ingram och Halls (2016) livscykelanalys skulle också kunna bero på att den faktiska maskinanvändningen per FU ser helt olika ut. I en optimal inventering av maskininsatser under ett träds fullkomliga livscykel hade den faktiska bränsleförbrukningen uppmätts vid utförande av varje specifik insats vid flera skilda tillfällen, för att därefter kunna beräkna den totala genomsnittliga klimatpåverkan från maskinanvändning. Något som försvårar en sådan uppskattningsmetod är själva logistiken och tidsåtgången vid inventeringen.

I livscykelanalysen som utförts i den här uppsatsen har utsläpp kopplade till skötsel, nedtagning och bortskaffning inte inkluderats. De beräknade sammanlagda klimatavtrycken från *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* gäller alltså bara så länge alla insatser som sker efter att träden etablerats inte medför ytterligare växthusgasutsläpp. Enligt McPherson med flera (2015) innebär säkerhetsbeskärning med femåriga intervaller under 50 års tid av en *Platanus racemosa* utsläpp av 28 kg CO<sub>2</sub>e. Detta är beräknat utifrån att beskärning sker med hjälp av fossildriven utrustning (motorsåg med tvåtaktsmotor, lastbil med lyftkran och flismaskin). Enligt Ingram och Hall (2016) innebär avverkning och bortskaffning av en *Acer rubrum* 'October Glory' som fått växa under goda ståndortsförhållanden i 60 år utsläpp av 214 kg CO<sub>2</sub>e. Ifall motsvarande utsläpp antas för beskärning samt nedtagning och bortskaffning av

exempelvis *Quercus rubra* skulle det dröja ytterligare 7 år i Helsingborg och ytterligare 8 år i Stockholm innan trädet blir klimatneutralt. I samma scenario fast i Umeå hade *Quercus rubra* inte hunnit bli klimatneutral inom 16 år.

## 4.2 Stadsträds kolsänkekapacitet

Det är viktigt att förtydliga att den kvantitativa klimatnytta som i detta examensarbete har beräknats för plantering av *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* gäller vid nyplantering av träd, alltså inte när exempelvis plantering av en *Quercus rubra* ersätter ett annat likvärdigt träd som avverkas. Att ersätta träd som tas ner med ett likvärdigt är grundläggande för att kunna vidhålla det sammanlagda kolförrådet i en trädpopulation, förutsatt att det avvergade trädet naturligt bryts ner eller eldas upp. Även om en stadsträdspopulations sammanlagda kolförråd, över en längre tidshorisont (hundratals år) med flera omloppsperioder, behålls på en stadig nivå kommer plantering, skötsel och avverkning som utförs med utrustning som drivs av fossila bränslen leda till att de sammanlagda fossila växthusgasutsläppen tillslut överstiger den mängd koldioxid som trädpopulationen sammanlagt kan hålla bundet. Om användningen av fossila bränslen kopplade till hantering och skötsel av stadsträd helt och hållet upphör skulle den samlade klimatnyttan från en stadig stadsträdspopulation förbli positiv även över en längre tidshorisont (Nowak m.fl., 2002). Även i en hypotetisk stad där varenda möjlig yta utnyttjas för att plantera ett så storvuxet och långlivat träd som möjligt kommer alltså fossila växthusgasutsläpp från plantering, skötsel och avverkning över flera omloppsperioder succesivt minska trädens klimatnytta för att tillslut övergå till nettoutsläpp av växthusgaser.

Kanske är det dock mer relevant med vilken klimatnytta plantering av stadsträd kan göra på lite kortare sikt. Sverige ska enligt regeringens klimatmål vara klimatneutralt år 2045 för att därefter endast stå för negativa utsläpp (Prop. 2016/17:146) och globalt sett har mänskligheten kanske så lite som 10 år på sig att drastiskt minska växthusgasutsläppen om det alls ska vara möjligt att hålla den globala uppvärmningen under 1,5 °C (Naturvårdsverket, 2019b). Även sett ur en kortare tidshorisont på 10, 16 eller 50 år är det fortfarande viktigt att vidhålla det sammanlagda kolförrådet i en stadsträdspopulation, fast då snarare för att de biogena koldioxidutsläppen från död eller avverkad biomassa inte ska överstiga upptag från de levande träden. För att stadsträd på kort sikt ska medföra störst klimatnytta behöver därför den samlade stadsträdspopulationen öka i antal individer, som allra helst ska växa till stora träd på kort tid (Nowak m.fl., 2002). För att detta ska vara möjligt behöver trädarterna som planteras vara väl anpassade för att trivas med ståndortsförhållandena som råder på den valda växtplatsen (Fares m.fl., 2017; Meineke m.fl., 2016; Wang m.fl., 2019). Ett stadsträd som trivs och frodas på sin växtplats kommer med stor sannolikhet även medföra lägre växthusgasutsläpp genom att färre skötselinsatser kommer behövas (Petri m.fl., 2016).

Både utifrån ett långsiktigt och kortsiktigt perspektiv kan dödlighetsgraden i en stadsträdspopulation ha stor påverkan på kapaciteten i det samlade kolförrådet och potentialen för beståndet som kolsänka. Enligt Nowak (1994) skulle en årlig dödlighet i Chicagos stadsträdspopulation på 5 % utan att träden ersätts leda till att beståndet sammanlagt blir till en utsläppskälla. Strohbach med flera (2012) kom fram till att årlig dödlighetsgrad i trädbeståndet var en kraftigt påverkande faktor för kolsänkekapaciteten inom ett nyligen anlagt grönstrukturprojekt i Leipzig. Vid medeltillväxt och 0,5 % årlig dödlighet i trädbeståndet skulle projektet efter 50 år innebära ett nettoupptag av 163 ton CO<sub>2e</sub> per hektar, medan 4 % årlig dödlighet skulle innebära ett nettoupptag av 43 ton CO<sub>2e</sub> per hektar (Strohbach m.fl., 2012). Även om ett träd som dör ersätts med ett likvärdigt träd måste det ersättande trädet bli etablerat och sedan få förutsättningar att växa tillräckligt mycket för att först kompensera för sitt eget klimatavtryck från odling, plantering, skötsel, nedtagning och bortskaffning (McPherson m.fl., 2015; Nowak m.fl., 2002; Petri m.fl., 2016), för att därefter kunna växa tillräckligt stort för att binda lika mycket kol som trädet som ersätts. Samtidigt finns det forskning som tyder på att de flesta trädarter binder allt mer koldioxid ju äldre och större de blir (Stephenson m.fl., 2014), vilket är ytterligare argument för att värna en låg dödlighetsgrad och ta hand om alla de träd som redan är planterade i städerna.

I skenet av detta blir de senaste årtiondenas sjukdomsangrepp som kraftigt drabbat särskilda trädarter, som exempelvis alm, ännu mer beklämmande. Förutom den uppenbara förlusten av trädens ekologiska, sociala och ekonomiska värden kan sjukdomsangrepp som leder till att stadsträd dör även innebära att stora mängder bundet kol frigörs till atmosfären som koldioxid. I Helsingborg uppskattades att ungefär 12 000 almträd kommer avverkas på grund av almsjukan (Lindquist, 2006) och i Stockholm har ungefär 300 stycken döende almträd avverkats varje år sedan 1998 (Stockholms stad, 2019). Förutsatt att de avverkade almarna antingen eldas upp eller naturligt bryts ner och samtidigt inte ersätts med träd som har kapacitet eller får förutsättningar att binda lika mycket kol kommer städernas samlade stadsträdspopulationer bli utsläppskällor (Nowak m.fl., 2002).

Hur klimatnyttan av plantering av stadsträd ska värderas beror till viss del på ur vilket perspektiv det enskilda trädet betraktas. Globalt har den skogbevuxna andelen av jordens landyta minskat från 31,6 % år 1990 till 30,6 % år 2015. Det kan låta som lite men den pågående avskogningen är globalt den näst största utsläppskällan efter fossila bränslen och står för nästan 20 % av de totala årliga växthusgasutsläppen (FAO, 2018). Om stadsträd ses som en del av det globala trädbeståndet som sammantaget måste bli klimatneutral innan eventuella negativa utsläpp kan uppnås, spelar antagligen plantering av stadsträd en ganska liten roll.

Sett ur ett svenskt nationellt perspektiv där skogsareal och virkesproduktion under en längre tid utökats och år efter år bidrar till negativa utsläpp (Naturvårdsverket, 2018h), är förutsättningarna goda för att även genom en utökad sammanlagd stadsträdspopulation

bidra till negativa utsläpp. I den svenska officiella klimatrappporteringen inkluderas däremot inte klimatavtrycket från stadsträd eller annan vegetation i stadsmiljö, varken som en del av den samlade svenska skogen eller del av bebyggd miljö (Naturvårdsverket, 2018c).

Ett annat sätt att betrakta stadsträd kan vara att se dem som ett eget bestånd, antingen nationellt eller i varje enskild stad. Under genomförandet av det här examensarbetet har det inte funnits något vetenskapligt underlag eller statistik tillgängligt för varken den samlade klimatpåverkan från svenska stadsträd eller huruvida antal träd, krontäckt yta eller levande biomassa i svenska städer ökar eller minskar. Därför är det svårt att avgöra vad nyplantering av ett enskilt stadsträd innebär för den sammanlagda kolbalansen i hela stadsträdspopulationen, både nationellt eller inom en enskild stad. Även om nyplantering av ett stadsträd i exempelvis Stockholm leder till ett större sammanlagt kolförråd i jämförelse med om trädet inte planterats, kan effekten vara försumbar om det förhåller sig så att trenden i den samlade kolförrådskapaciteten i Stockholms stadsträd är kraftigt minskande. Allt fler svenska städer har som målsättning att vara klimatneutrala år 2030 (Hållbar Stad, 2019). För att uppnå detta är det antagligen en bra idé att undersöka huruvida kolförråden i städernas vegetation ökar, minskar eller förblir på en stabil nivå. Likt andra ekosystem, är det i stadsmiljö heller inte enbart träd som utgör kolförrådet. I Chicago uppskattade Nowak (1994) att 4 % av kolförrådet i levande biomassa fanns i buskar (resterande i träd) och framhäver att det även krävs studier av kolförrådet i jorden för att kunna utvärdera det fullständiga kolförrådet i stadsmiljö.

Klimatavtryck för enskilda träd, så som beräknats i den här uppsatsen, är kanske mest relevant för ett mer detaljerat perspektiv, som exempelvis ett enskilt byggprojekt, anläggning av ny infrastruktur, en park eller ett gaturum. Även på den här detaljerade skalan är sammanhanget som trädplanteringen sker inom avgörande för klimatnyttan. Träd som planteras inom ett anläggnings- eller byggprojekt måste först och främst sammantaget medföra en nettoökning av levande biomassa i jämförelse med vegetationen som fanns på platsen innan projektet (Nowak m.fl., 2002). Därefter måste träden bli etablerade och leva tillräckligt länge för att kompensera för de utsläpp varje träd genererat under odling, leverans, plantering, etablering, skötsel, avverkning och bortskaffning (McPherson m.fl., 2015; Nowak m.fl., 2002; Petri m.fl., 2016). Först därefter kan ett enskilt nyplanterat träd eventuellt anses bidra till negativa utsläpp.

I en livscykelanalys som undersökte utsläpp från anläggning av ett 11 km långt vägprojekt på riksväg 63 mellan Karlstad och Vallargärdet i Värmland beräknades att projektet skulle innebära utsläpp av 1433 ton CO<sub>2</sub>e (Johannes Axelsson & Johan Olsson, 2017). För att kompensera ett likvärdigt vägprojekt i Helsingborg med trädplantering skulle det krävas 178 stycken *Salix alba* som får växa i 50 år. Ett åttavåningars flerbostadshus med stomme av trä byggt i Sundbyberg utanför Stockholm har i en rapport från IVL Svenska Miljöinstitutet beräknats medföra utsläpp av totalt 2862 ton CO<sub>2</sub>e (719 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>) under en analysperiod på 50 år, varav 1065 ton CO<sub>2</sub>e kommer från byggmaterial och själva byggandet av huset. För

att kompensera dessa utsläpp med trädplantering under den 50-åriga analysperioden skulle det krävas plantering av 511 stycken *Salix alba*, 734 stycken *Quercus rubra* eller 3423 stycken *Pinus sylvestris*. En likvärdig byggnad i Umeå hade krävt plantering av 993 stycken *Salix alba*, 2086 stycken *Quercus rubra* eller 5281 stycken *Pinus sylvestris*. Om enbart utsläpp under byggnation (inklusive byggmaterial) ska kompenseras hade det krävts exempelvis 190 stycken *Salix alba* planterade i Stockholm.

Dessa beräkningar av antal träd som kompenserar anläggningarnas utsläpp bygger på att eventuella träd som avverkas till följd av projekten redan återplanterats samt att de träd som planteras får förväntad storleksutveckling. Det är också helt avgörande vad som händer med träden efter år 50. Om träden sågas ner och eldas upp år 51 kan byggprojekten inte betraktas som kompenserade. Kompensationen måste bygga på att kolet som bundits i träden i så hög grad som möjligt hindras från att frigöras som koldioxid till atmosfären. Därför är det av högsta vikt att träden som planteras, oavsett om de är tänkta att kompensera andra utsläpp eller inte, ges förutsättningar att leva och växa så lång tid som möjligt. Alternativt måste träden efter avverkning tas omhand på ett sätt som förhindra att det bundna kolet frigörs som koldioxid (Nowak m.fl., 2002). Samtidigt går det också att ifrågasätta huruvida det är rimligt eller lämpligt att betrakta fossila växthusgasutsläpp som kompenserade genom koldioxidupptag från träd. Oavsett synsätt på denna fråga påverkas växthusgasbalansen för den enskilda trädplanteringen beroende på vilket sätt träden planteras, sköts och tas omhand efter avverkning.

### 4.3 Utvidgad klimatnytta

I den här uppsatsen har klimatnyttan från plantering av enskilda träd i öppen tillgänglig parkmark undersökts. Kanske finns det större potential till negativa utsläpp genom plantering av mer naturlika trädplanteringar. Flerskiktade täta trädplanteringar har enligt flera studier störst kolsänkekapacitet bland de urbana vegetationstyperna (Jo, Kim, m.fl., 2019; Li m.fl., 2018; Strohbach m.fl., 2012; Wilkes m.fl., 2018), medan täthet och förekomst av storvuxna träd lyfts fram som avgörande i andra studier (Davies m.fl., 2011; Nowak, 1994; Nowak & Crane, 2002). Hur våra städers gröna och hårda ytor kan gestaltas, konstrueras och skötas i en svensk kontext för att på bästa sätt bidra till negativa utsläpp borde utvärderas i framtida studier. Sådana studier bör även beakta andra ekosystemtjänster som vegetation kan bidra till. Som ett exempel har Jo, Park, & Kim (2019) tagit ett helhetsgrepp på hur kolsänkor kan designas genom trädplantering invid flerfamiljshus i Sydkorea. Förutom trädens direkta koldioxidupptag har studiens författare även beräknat utsläppsminskningar till följd av minskad energikonsumtion i husen som de planterade träden kan bidra till. Studien avslutas med ett antal konkreta riktlinjer för gestaltning av vegetation invid flerfamiljshus som leder till förstärkt klimatnytta (Jo, Park, m.fl., 2019). En studie som på ett liknande sätt landar i riktlinjer för gestaltning av stadsmiljö som medför störst samlad klimatnytta i en svensk kontext skulle kunna bidra till ett mer hållbart samhällsbygge. Förutom konkret koldioxidupptag från

vegetation skulle en sådan studie exempelvis även kunna inkludera en kvantifiering av eventuella undvikta utsläpp som en trädplanterings dagvattenfördröjning kan leda till genom att utsläpp från anläggning eller renovering av tekniska dagvattensystem undviks.

Ytterligare en aspekt av stadsträds livscykel som kan medföra förstärkt klimatnytta är hur biomassan hanteras efter att trädet avverkats. Om det även går att likt skogsindustrin använda avverkade träd till att producera virke och trädprodukter skulle klimatnyttan från ett stadsträd ytterligare förstärkas (Nowak m.fl., 2002). Enligt McPherson med flera (2015) skulle det vara möjligt att hålla 1989 kg CO<sub>2</sub>e bundet i trädprodukter tillverkade av virke från en avverkad *Platanus racemosa* som tagit upp 7798 kg CO<sub>2</sub>e under ett 50-årigt liv i stadsmiljö (McPherson m.fl., 2015). McHugh, Edmondson, Gaston, Leake, och O'Sullivan (2015) har tagit ett annat grepp på ämnet och undersökt klimatnyttan från att kombinera traditionell plantering av stadsträd med energiskog (*short-rotation coppice, SRC*) av pil och poppel i stadsmiljö i Leicester, Storbritannien. Enligt författarna kan 11 km<sup>2</sup> (15 %) av stadens yta planteras med träd och av denna yta är 5,8 km<sup>2</sup> lämplig för plantering av energiskog. Detta beräknas kunna leda till att binda 4200 ton kol (15 400 ton CO<sub>2</sub>) i stadsträd som får växa i 25 år och bidra ytterligare till 29 236 ton kol (107 296 ton CO<sub>2</sub>) av undvikta fossila växthusgasutsläpp om energiskogen brukas till att ersätta naturgas för uppvärmning av byggnader. I studien påtalas dock att energiskogsplanteringar i stadsmiljö kan leda till att grönyrtornas tillgänglighet försämras och att den estetiska aspekten av denna typ av plantering kan ha låg acceptans bland befolkningen. Samtidigt skulle odling av energiskog i stadsmiljö kunna leda till ett minskat tryck på att utnyttja åkermark som istället kan användas till att odla mat (McHugh m.fl., 2015). Sammantaget antyder resultaten från dessa studier att det i allra högsta grad finns potential i att inkludera ett energi- och skogsbruksperspektiv för att förstärka klimatnyttan från vegetation i stadsmiljö. Hur dessa aspekter på bästa sätt inkluderas och verkställs i praktiken kräver vidare studier.

BECCS (bio-CCS) lyfts ofta som en viktig teknik som kommer krävas för att uppnå negativa utsläpp av betydande volymer (Naturvårdsverket, 2019b; The Royal Society & Royal Academy of Engineering, 2018). Att producera *biokol* av biomassaavfall är också en process som leder till negativa utsläpp. Biokolet kan användas som en komponent i odlingsjordar och bidrar med en rad jordförbättrande egenskaper, så som exempelvis vatten- och näringshållande kapacitet och gynnande av mikroorganismer. Biokol produceras genom att biomassa hettas upp kraftigt i en syrefri process som heter pyrolys. Efter omvandling till biokol förblir kolet som ursprungligen varit bunden i biomassan i ett stabilt tillstånd med en mycket långsam halveringstid på mellan 150 till 5000 år. Därigenom hålls kolet bundet mycket längre än om biomassan fått brytas ner naturligt och kan därför anses bidra till negativa utsläpp (Vinnova, u.å.).

Globalt bedöms potentialen för negativa utsläpp genom biokol vara mellan 1,8 till 4,8 miljarder ton CO<sub>2</sub> per år och genom BECCS vara ungefär 10 miljarder ton CO<sub>2</sub> per år. Fram till år 2100 uppskattas att det, utöver mycket stora utsläppsminskningar, globalt kommer krävas

ungefär 810 miljarder ton CO<sub>2</sub> negativa utsläpp för att det ska vara möjligt att hålla den globala uppvärmningen under 1,5°C. Detta motsvara 15 år av växthusgasutsläpp på samma nivå som utsläppen var globalt år 2017 (The Royal Society & Royal Academy of Engineering, 2018). I en livscykelanalys som undersökt klimatpåverkan från BECCS och biokol i en svensk kontext utifrån nyttjande av avverkningsrester från skogsindustrin (grenar och toppar) beräknas att ett ton torrsubbstans skogsrester kan möjliggöra negativa utsläpp upp till 666 kg CO<sub>2</sub> genom BECCS och 344 kg CO<sub>2</sub> genom biokol som tillsätts jordbruksmark. I Sverige beräknas BECCS eller biokol från skogsrester årligen kunna bidra till negativa utsläpp motsvarande ungefär 26 % respektive 13 % av utsläppen från inrikes transporter år 2016 (Granström, 2018). Huruvida avverkade stadsträd och annat biomassaavfall från vegetation i stadsmiljö kan nyttjas till att generera negativa utsläpp genom BECCS och framställning av biokol och vad det finns för konkret kapacitet i detta bör undersökas i framtida studier. Om det är praktiskt och tekniskt möjligt att utnyttja biomassa från exempelvis stadsträd för att skapa negativa utsläpp genom att framställa biokol eller genom BECCS skulle befintliga stadsträd och nyplantering av stadsträd kunna tillskrivas ännu större kolsänkekapacitet. Eventuella negativ klimatpåverkan från en hög dödlighetsgrad i en stads trädpopulation kanske skulle gå att vända till en nettopositiv klimatpåverkan om biomassan från de döda träden kan nyttjas till att framställa biokol eller till BECCS. En livscykelanalys som tar ett helhetsgrepp och undersöker biokolframställning och BECCS genom biomassa från vegetation i stadsmiljö skulle kunna bidra till ett ökat intresse för att kvantitativt förstärka kolsänkekapaciteten i våra städer genom trädplantering.

Slutligen finns ytterligare en aspekt av kolsänkor och kolförråd i stadsmiljö med behov av vidare forskning lyftas; kol i marken. I en undersökning av en stor volym vetenskapliga publikationer som behandlar kolförråd i marken i stadsmiljö fastslås att städer globalt sett är "hot spots" vad gäller långvariga kolförråd under mark. I jämförelse med jordar i naturliga ekosystem kan innehållet av markkol (både organisk och oorganisk) i jordar inom urban miljö vara mellan 3 till 5 gånger högre. En stads storlek och ålder är faktorer som påverkar kolförrådet i marken (Vasenev & Kuzyakov, 2018). I en studie som undersökt kolförrådet i Hamburg, Tyskland, uppskattas att ungefär 2 miljoner ton kol finns bundet i stadens träd medan hela 4 miljoner ton kol finns bundet i mineraljordar inom stadens gränser (Dorendorf, Eschenbach, Schmidt, & Jensen, 2015). En amerikansk studie visar på att innehållet organiskt kol i marken i stadsmiljö kan variera kraftigt inom en stad. I nyligen anlagd urban mark eller mark i stadsmiljö som på annat sätt utsatts för störningar är innehållet av organiskt kol vanligtvis lågt, medan grönytor med hög skötselnivå ofta innehåller höga halter av organiskt kol i marken (Brown, Miltner, & Cogger, 2012). En kinesisk studie visar på att anläggning av ogenomsläppliga markytor i stadsmiljö minskar både kol- och kväveinnehållet i jorden (Wei, Wu, Zhou, Li, & Zhao, 2014). Hårdgjorda markbeläggningar som angränsar till eller förekommer inom grönytor kan medföra koldioxidutsläpp från de angränsande grönytornas jordar (Wu m.fl., 2016). En brittisk studie tyder på att halterna organiskt kol i marken under ett träd kan variera beroende på trädart som växer på platsen. I jorden under *Fraxinus*

*excelsior* och *Acer* spp. påvisades förhöjda nivåer av organiskt kol, medan det under *Quercus rubra* och blandade trädbestånd var ungefär samma nivåer som för gräsmarker (Edmondson m.fl., 2014). Framtida studier som kartlägger kolbalansen under mark i svenska städer och hur dessa markkolnivåer förändras av olika typer av mänsklig påverkan på både kort och lång sikt skulle kunna bidra till kunskap om hur jordarna i våra städer bör hanteras och sköts för att bidra till störst klimatnytta.

Utöver detta bör det även undersökas hur urbana jordar i svenska förhållanden kan konstrueras för ökad aktiv inbindning av kol. En metod för ökad aktiv inbindning av stabilt oorganiskt kol i marken är ökad vittring av silikatmineraler som finns i vissa bergarter (t.ex. basalt) och i cement (The Royal Society & Royal Academy of Engineering, 2018). I en brittisk studie beräknas att snabb vittring av silikatmineraler från krossad cement inom ett exploateringsprojekt i stadsmiljö kan medföra årlig inbindning av så mycket som 8,5 kg CO<sub>2</sub> per m<sup>2</sup>. Detta bedöms ha potential att globalt årligen binda 700 till 1200 miljoner ton CO<sub>2</sub> (Washbourne, Lopez-Capel, Renforth, Ascough, & Manning, 2015). Hur denna typ av negativa utsläpp genom snabb vittring av silikatmineraler kan integreras i svensk samhällsbyggnad och i landskapsarkitektur specifikt bör utredas i framtida studier.

Potentialen för att åstadkomma stora negativa utsläpp i stadsmiljö verkar enligt en bred palett av vetenskaplig litteratur vara god, framförallt om metoder utöver stadsträdens direkta koldioxidupptag kan realiseras. Dock verkar det saknas koordination och strategi för att åstadkomma så effektfulla kolsänkor som möjligt i stadsmiljö, synnerligen i en svensk kontext där koldioxidupptag från träd i städer inte ens beräknas i den officiella nationella klimatrapporteringen (Naturvårdsverket, 2018c). Alla metoder för utökad klimatnytta i stadsmiljö som beskrivits i styckena ovan har tydliga kopplingar till landskapsarkitektens spelplan. Landskapsarkitekturen som yrkeskår och vetenskapsgren verkar alltså ha en gyllene möjlighet att ta på sig ledartröjan i arbetet för att maximera klimatnyttan inom stadsbyggande och förvaltning. Men som redan har påtalats kommer detta dock kräva vidare forskning som kan bidra till att staka ut vägen framåt mot landskapsarkitektur som presterar så bra som möjligt ur ett klimatperspektiv.

## 4.4 Processreflektion och metodkritik

Genomförandet av detta examensarbetet har följt en timglasformad arbetsprocess, inledande med en bred kunskapsinhämtning som successivt smalnade ner mot att studera och kvantifiera enskilda moment i ett stadsträds livscykel, för att därefter återigen bredda perspektiven för att kunna analysera det enskilda trädets roll i ett större sammanhang. Detta bredare perspektiv har framförallt varit avgörande för att tydliggöra alla de variabler som påverkar det enskilda trädets nettoeffekt med avseende på växthusgasbalans. De metoder som använts i uppsatsen (livscykelanalys och litteraturstudie) har resulterat i att den övergripande frågeställningen har gått att diskutera utifrån flera olika synvinklar.



I kvantifieringen av klimatavtrycket för de tre trädarter som studerats har ett livscykelperspektiv använts. Dock har inte trädens fullkomliga livscyklar studerats. Utsläpp av växthusgaser som sker efter att träden etablerats har exkluderats. Upptag av koldioxid som sker efter år 50 har också exkluderats. Att detta inte beräknats och adderats till trädens klimatavtryck är en av uppsatsen svagheter. Samtidig kan det anses inte vara helt rättvist att beräkna exempelvis utsläpp från framtida skötsel och bortskaffning av stadsträd utifrån hur det utförs idag eller utifrån antaganden om hur det kommer utföras i framtiden.

Att trädens koldioxidupptag endast beräknats för år 0 till 16 samt år 50 efter plantering i parkmark resulterade i att exakt tidpunkt som *Pinus sylvestris* blir klimatneutral i Umeå inte kunde fastställas. Ifall trädens koldioxidupptag beräknats för ett antal år till efter år 16 hade antagligen samtliga trädarternas klimatneutrala tidpunkter i de tre städerna kunnat fastställas.

Utsläppen som sker under odling av träden på plantskola har i stort sett beräknats ner till varenda liten insats och materialanvändning. Vissa delar av odlingen på plantskolan som medför minimala växthusgasutsläpp hade kunnat exkluderats från livscykelanalysen utan att det sammanlagda resultatet hade påverkats nämnvärt. Detta hade kunnat spara tid och möda under utförandet av livscykelanalysen. Samtidigt var det svårt att på förhand veta vilka moment i odlingen som hade kunnat åsidosatts, vilket resulterade i att utsläpp från nästan alla moment och insatser i trädodlingen beräknades.

# *5. Avslutning*

---



## 5. Avslutning

Här görs en ansats till att besvara uppsatsens övergripande frågeställning. Svar på de övriga frågeställningarna ges i resultatkapitlet. De olika variabler och omständigheter som påverkar ett stadsträds inverkan på växthusgasbalansen framförs. Möjligheter till utveckling och förstärkt klimatnytta tas upp. Kapitlet och uppsatsen avslutas med en kort personlig reflektion kring det enskilda trädets påverkan på växthusgasbalansen och kring snårigheten i att formulera och kvantifiera nyttan från lösningar i den akuta klimatkrisen.

### 5.1 Slutsatser

Vad kan plantering av enskilda stadsträd ha för inverkan på växthusgasbalansen?

För att besvara denna övergripande frågeställning genomfördes en livscykelanalys av plantering av trädarterna *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå där växthusgasutsläpp och koldioxidupptag kvantifierades. Efter 50 års tillväxt i parkmark beräknas *Salix alba* ha åstadkommit ett nettoupptag av 8071, 5610 och 2883 kg CO<sub>2</sub>e i respektive stad. Motsvarande för *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* beräknas till 5944, 3901 och 1372 kg CO<sub>2</sub>e respektive 1179, 836 och 542 kg CO<sub>2</sub>e.

Dock är det inte så enkelt som att hävda att exempelvis varje planterad *Quercus rubra* i Stockholm kommer ha bidragit med 3,9 ton CO<sub>2</sub>e negativa utsläpp efter 50 år. Så som påtalats i litteraturstudien och även diskuterats i kapitlet ovan spelar det roll inom vilken kontext trädet planteras. Trädets nettoupptag av koldioxid går egentligen endast att betrakta som negativa utsläpp vid nyplantering som inte sker på bekostnad av befintlig vegetation på en plats. Om trädet istället planteras för att ersätta ett likvärdigt befintligt träd som avverkats kommer den kvantitativa kapaciteten i kolförrådet att bibehållas, men samtidigt medföra växthusgasutsläpp som leder till en försämrad sammanlagd inverkan på växthusgasbalansen. Nyckeln till att räkna hem negativa utsläpp genom trädplantering är att åstadkomma en nettoökning av levande biomassa. Alltså skulle det exempelvis kunna antas vara svårt att åstadkomma negativa utsläpp genom trädplantering inom ett urbant exploateringsprojekt som tar skogsmark i anspråk.

Ett enskilt träd i stadsmiljö gör i sig ingen större skillnad för växthusgasbalansen. De dryga 8 ton CO<sub>2</sub>e i nettoupptag som en *Salix alba* har åstadkommit efter 50 år i parkmark i Helsingborg är mindre än Sveriges genomsnittliga växthusgasutsläpp per person under ett år (ca 10 ton CO<sub>2</sub>e) (Naturvårdsverket, 2018b). Det är först när trädet placeras i ett större sammanhang som effekten på växthusgasbalansen blir intressant. Täta planteringar med storvuxna och snabbväxande trädarter i en flerskiktad struktur har störts kolsänkekapacitet per ytenhet (Davies m.fl., 2011; Jo, Kim, m.fl., 2019; Li m.fl., 2018; Nowak, 1994; Nowak & Crane, 2002; Strohbach m.fl., 2012; Wilkes m.fl., 2018). Nettoeffekten på växthusgasbalansen kommer dock att påverkas av dödlighetsgraden i det planterade trädbeståndet (Nowak, 1994;

Strohbach m.fl., 2012), förutsatt att de träd som dör eldas upp eller förmultnar samtidigt som de träd som överlever får ärva klimatavtrycket från de träd som dör.

För att upprätthålla kolförrådet i en trädpopulation måste träd som dör ersättas. Växthusgasutsläpp förankrade med att plantera och förvalta stadsträd kommer dock att sammanlagt, efter flera omplanteringar sett över en längre tidshorisont, överstiga trädplanterings kapacitet som kolförråd (Nowak m.fl., 2002). Med avseende på växthusgaser är det därför mest hållbart att sträva efter att förlänga livstiden för träden i beståndet så gott det går, helst utan insatser som medför ytterligare utsläpp, samtidigt som kolförrådet utökas genom nyplantering av träd. För att plantering av stadsträd på riktigt ska bli långsiktigt hållbart måste växthusgasutsläppen det innebär att plantera och förvalta ett träd minska till så nära noll som möjligt.

Ett stadsträd som planteras och får leva i exempelvis 50 år för att därefter avverkas och eldas upp utan att omplantering sker kommer rent kvantitativt att innebära nettoutsläpp av växthusgaser. Dock har trädet under denna tidsperiod bidragit till att hålla koldioxid bundet från atmosfären. Även om denna förvaring av koldioxid i biomassa endast är tillfällig så finns det helt klart ett värde i detta. I den här uppsatsen har det inte gjorts någon ansats till att vikta eller värdera den klimatnytta det innebär att temporärt hålla koldioxid bundet i träd. Om koldioxidupptag från plantering av träd ska gå att räkna in i exempelvis en klimatcertifiering- eller deklaration för en anläggning bör det inkluderas en metod för att värdera temporärt bunden koldioxid. Detta har betydelse på grund av att upptag av koldioxid som sker under det första året efter att trädet planterats har en större inverkan på att minska växthuseffekten än samma mängd koldioxidupptag som sker året innan trädet avverkas. Ur klimatsynpunkt är lång lagring av koldioxid mer värt än kort lagring, därför bör det ske en viktning vid värdering av temporärt lagrad koldioxid som tar hänsyn till tidsaspekten.

Det är tydligt att ett stadsträds effekt på växthusgasbalansen beror på en mängd olika faktorer. I den här uppsatsen har nettoeffekten kvantifierats. Dock bör resultaten som beräknats användas med försiktighet, just på grund av de många faktorer som kan påverka ett stadsträds effekt på växthusgasbalansen. Hur odling, leverans, plantering och etablering av stadsträd utförs kommer med stor sannolikhet att variera från gång till gång, och även förändras med tiden. Därmed kommer även utsläppen av växthusgaser att variera i verkligheten. På samma sätt kommer ett träds tillväxt att variera beroende på situation, vilket kommer påverka den mängd koldioxid som binds. De resultat som beräknats i den här uppsatsen kan snarare ses som fingervisningar för de tre trädarternas nettoeffekt på växthusgasbalansen, om de planteras och etableras i parkmark med goda tillväxtförhållanden. Utöver denna brasklapp, ska det återigen tilläggas att växthusgasutsläpp från skötsel och bortskaffning av träden inte har inkluderats. I verkligheten skulle dessa moment kunna innebära att nettoeffekten på växthusgasbalansen försämras. Å andra sidan kanske vissa skötselinsatser, som trots att de medför växthusgasutsläpp, kan leda till att trädets vitalitet och tillväxt förbättras, med ökat koldioxidupptag som resultat.

## Hur kan vägen framåt se ut?

Sammantaget tyder litteraturen på att nyplantering av träd i städer kan vara en metod för att skapa kolsänkor och åstadkomma negativa utsläpp. Åtminstone på kort sikt, vilket kanske är det mest relevanta tidsperspektivet med avseende på att begränsa den globala uppvärmningen. Även livscykelanalysen av de tre trädarterna visar på att det kan finnas god potential att åstadkomma negativa utsläpp genom plantering av stadsträd. På grund av städernas begränsade ytor och många intressekonflikter är dock inte potentialen till kolsänkor oändlig. Därför bör det undersökas hur våra städer kan planeras och gestaltas för att åstadkomma så effektfulla kolsänkor som möjligt, och samtidigt erbjuda god livskvalité för alla invånare och skapa förutsättningar för ett hållbart samhälle.

Det är lätt att anta att all trädplantering i stadsmiljö enbart skulle vara positivt ur klimatsynpunkt. Så är däremot inte fallet. Ett träd som inte får förutsättningar att växa tillräckligt mycket och länge för att täcka upp för sitt eget klimatavtryck kommer sammantaget vara en utsläppskälla. Hur trädplanteringar i stadsmiljö bör utföras och förvaltas i praktiken för att säkerställa så stor klimatnytta som möjligt bör undersökas i vidare studier. Det borde även undersökas vad olika skötselinsatser för stadsträd har för nettoeffekt på växthusgasbalansen samt hur utsläpp i alla delar av ett träds livscykel kan minimeras.

Störst möjlighet att förstärka klimatnyttan från stadsträd ligger troligtvis i att, likt skogsindustrin, på ett eller annat sätt bryta den naturliga kolcykeln via att hindra eller fördröja biogent bundet kol att omvandlas till koldioxid i atmosfären. Antingen genom att utvinna virke som används i långlivade trädprodukter som därmed håller kolet bundet längre tid, eller genom att nyttja tekniker som BECCS eller framställning av biokol. På så sätt skulle även befintliga stadsträdspopulationer kunna förvaltas för att åstadkomma negativa utsläpp, utöver de negativa utsläpp som nyplantering av träd kan medföra. Hur biomassa från stadsträd nyttjas mest effektivt till att bryta kolcykeln genom olika metoder för långvarig lagring av kol och på så sätt åstadkommer negativa utsläpp bör vara föremål för framtida studier.

## 5.2 Avslutande reflektion

Den här uppsatsens resultat kan betraktas som en liten del i arbetet mot att utveckla en verktygslåda för design av kolsänkor i stadsmiljö och klimatsmart landskapsarkitektur. Det krävs fler liknande livscykelanalyser av trädplantering i andra ståndorter, med andra trädarter och andra plantskolestorlekar. Utöver detta behöver verktygslådan utvidgas till att omfatta fler perspektiv än det enskilda trädet, som exempelvis vegetationsbyggnad, skötsel och hantering av biomassa. Även andra aspekter av stadsutveckling och landskapsarkitektur, så som hårda material, jordar, återbruk, anläggningsteknik, utsläppsminskande ekosystemtjänster, biologisk mångfald och mobilitet bör inkluderas. Det behövs ett helhetsgrepp och ett livscykelperspektiv på byggande av landskapsarkitektur och

samhällsbyggande i stort, som inte lämnar utrymme för *greenwashing* och vilseledande påståenden om hållbarhet.

Ett enskilt stadsträd är i de flesta fall någorlunda grön till sin färg, men har inte alla gånger ett grönt klimatavtryck. Planteringar av stadsträd där etablering och skötsel åsidosätts eller artval och placering inte är genomtänkta löper risk att inte uppnå ett grönt klimatavtryck. Ett viktigt steg på vägen mot att kunna räkna hem stadsträdsplantering som ett verktyg för negativa utsläpp inom klimatkampen är att faktiskt säkerställa att träden etableras och får fortsätta växa, åtminstone tillräckligt länge för att täcka upp för sina egna utsläpp och allra helst betydligt mycket längre tid än så. För att plantering av stadsträd på kort tid ska kunna åstadkomma negativa utsläpp måste trädpopulationen i städerna öka. Detta måste genomföras med kvalitet och med en långsiktig plan. Inte enbart med hänsyn till koldioxidupptag, utan också sett till alla de andra ekosystemtjänster och värden som träd i stadsmiljö kan erbjuda.

För personlig del har skrivandet av detta examensarbetet förstärkt och konkretiserat vikten av träd i stadsmosaiken, men också tydliggjort hur snårigt och svårt det kan vara att kvantifiera och navigera i klimatfrågan. Klimatkrisen är akut och det måste börja ske verkliga förändringar i samhällsbyggnadssektorn, såväl som hela samhället. På grund av det akuta läget får de lösningar som föreslås inte ta några genvägar. På jakt efter hållbarhet är det lätt att kliva i genvägsfällan och börja resonera i mer mjuka och förlåtande termer, så som att "balansera" växthusgasutsläpp med förnybar energi och i nästa andetag påtala att man också tänker anlägga ett grönt tak på sin nya "klimatneutrala" byggnad. Detta är ju såklart toppen på många sätt och vis, men varken solceller, vindkraftverk eller ett sedumtak kommer kunna reversera växthusgasutsläpp som redan skett. Om man vill kalla sina utsläpp för kompenserade bör man väl rimligtvis fånga in lika mycket växthusgaser som man släppt ut? Som tur är finns det ju faktiskt redan en beprövat raffinerad manick som kan hjälpa till med just detta: träd.

## *6. Referenser*

---



## 6. Referenser

- Adalsteinsson, S., & Sveinn, C. (1996). Pimpsten – naturligt odlingsmedium i växthus. I N. Adelsköld (Red.), *FAKTA TRÄDGÅRD Nr 7*. Hämtad från <https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forskn/popvet-dok/faktatradgard/pdf96/tr.96-07.pdf>
- AGA. (2019). Gasol fakta. Hämtad 13 augusti 2019, från AGA Industriegaser website: [https://www.aga.se/sv/products\\_ren/propane/propane\\_facts/index.html](https://www.aga.se/sv/products_ren/propane/propane_facts/index.html)
- Alcalde, J., Flude, S., Wilkinson, M., Johnson, G., Edlmann, K., Bond, C. E., ... Stuart Haszeldine, R. (2018). Estimating geological CO2 storage security to deliver on climate mitigation. *Nature Communications*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04423-1>
- Audsley, E., Stecey, K., Parsons, D. J., & Williams, A. . (2009). *Estimation of the greenhouse gas emissions from agricultural pesticide manufacture and use*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.5095.3122>
- Bara Mineraler. (2016). Hekla Pimpsten 2 – 8 mm. Hämtad 08 augusti 2019, från Bara Mineraler website: [https://www.baramineraler.se/wp-content/uploads/2017/08/HeklaPimpsten2-8\\_2016.pdf](https://www.baramineraler.se/wp-content/uploads/2017/08/HeklaPimpsten2-8_2016.pdf)
- Barth, M., & Carus, M. (2015). *Carbon Footprint and Sustainability of Different Natural Fibres for Biocomposites and Insulation Material*. Hämtad från [www.nova-institut.eu](http://www.nova-institut.eu)
- Bastin, J., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., ... Crowther, T. W. (2019). *The global tree restoration potential*. 365(6448), 6–9.
- Bayer. (2018). Logo. Hämtad 11 augusti 2019, från Bayer Environmental Science website: <https://www.environmentalscience.bayer.se/turf-management/produkter/logo>
- Berglund, M., Cederberg, C., Clason, C., Henriksson, M., & Törner, L. (2009). *Jordbrukets klimatpåverkan-underlag för att beräkna växthusgasutsläpp på gårdsnivå och nulägesanalyser av exempelgårdar. Delrapport i JOKER-projektet*. Hämtad från <http://hs-n.hush.se/attachments/82/2888.pdf>
- Bernier, P. Y., Raulier, F., Girardin, M. G., Paré, D., & Kurz, W. A. (2014). *New data on tree growth do not impact forest carbon management*. Hämtad från <http://www.cefcfr.ca/uploads/Membres/Bernier2014-01-01039.pdf>
- Björheden, R. (2019). *Det svenska skogsbrukets klimatpåverkan*. Hämtad från [https://www.skogforsk.se/cd\\_49b4c9/contentassets/4b4b423402784d658204a7784723637b/det-svenska-skogsbrukets-klimatpaverkan.pdf](https://www.skogforsk.se/cd_49b4c9/contentassets/4b4b423402784d658204a7784723637b/det-svenska-skogsbrukets-klimatpaverkan.pdf)
- Boldrin, A., Hartling, K. R., Laugen, M., & Christensen, T. H. (2010). Environmental inventory modelling of the use of compost and peat in growth media preparation. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1250–1260.



<https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2010.04.003>

Bolin, L. (2015). *Hållbara materialval – Livscykelanalys av markbeläggningar*. Hämtad från <http://media.sten.se/2017/04/Livscykelanalys-av-markbelaggnings-150209.pdf>

Börjesson, P., Tufvesson, L., & Lantz, M. (2010). Livscykelanalys av svenska biodrivmedel. I *Environmental and Energy System Studies report no. 70* (Vol. 70). Hämtad från <http://lup.lub.lu.se/search/ws/files/3402767/1661857.pdf>

Brown, S., Miltner, E., & Cogger, C. (2012). Carbon sequestration potential in urban soils. I R. Lal & B. Augustin (Red.), *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems* (s. 173–196). [https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5\\_9](https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5_9)

BSI. (2008). *PAS 2050*. Hämtad från [http://www.carbonconstruct.com/pdf/pas\\_2050.pdf](http://www.carbonconstruct.com/pdf/pas_2050.pdf)

Byggros. (2018). Långtidsverkande näringstillförsel Multicote. Hämtad 08 augusti 2019, från Byggros website: [https://mediacache2.bgflux.com/d4/c0/520c-2790-494d-a73f-80aa2232e2f4/se/produktblad\\_multicote\\_15-7-15\\_\(rattt\).pdf](https://mediacache2.bgflux.com/d4/c0/520c-2790-494d-a73f-80aa2232e2f4/se/produktblad_multicote_15-7-15_(rattt).pdf)

Chaparro, L., & Terrasdas, J. (2009). Ecological Services of Urban Forest in Barcelona. I *Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals* (Vol. 29). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4013.9604>

Dahl, C., Jergmo, F., Klein, H., Nilsson, G., Olsson, T., Rasmusson, A., ... Sverige. Naturvårdsverket. (2017). *Ekosystemtjänsternas bidrag till god urban livsmiljö*. Naturvårdsverket.

Davies, Z. G., Edmondson, J. L., Heinemeyer, A., Leake, J. R., & Gaston, K. J. (2011). Mapping an urban ecosystem service: Quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1125–1134. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02021.x>

Dorendorf, J., Eschenbach, A., Schmidt, K., & Jensen, K. (2015). Both tree and soil carbon need to be quantified for carbon assessments of cities. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14(3), 447–455. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.005>

Dormer, A., Finn, D. P., Ward, P., & Cullen, J. (2013). Carbon footprint analysis in plastics manufacturing. *Journal of Cleaner Production*, 51, 133–141. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2013.01.014>

DowAgroSciences. (2017). *Kerb*. Hämtad från <https://www.corteva.se/content/dam/dpagco/corteva/eu/se/sv/products/files/DF-KerbFlo400-Etikett-Svenska.pdf>

DowAgroSciences. (2018). *Gallery*. Hämtad från <https://www.corteva.se/produkter/vaxtskydd/gallery.html>

E-planta. (u.å.). Om E-planta. Hämtad 26 augusti 2019, från E-planta website:

- [https://www.eplanta.com/om\\_e-planta.htm](https://www.eplanta.com/om_e-planta.htm)
- Edmondson, J. L., O'Sullivan, O. S., Inger, R., Potter, J., McHugh, N., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2014). Urban Tree Effects on Soil Organic Carbon. *PLoS ONE*, 9(7), e101872. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101872>
- Ekoväx. (2019a). *Ekogödsel Plus 8-3-5-3*. Hämtad från <https://ekovax.se/wp-content/uploads/sites/13/2019/02/produktblad-8353-161220.pdf>
- Ekoväx. (2019b). Ekogödsel PLUS 8-3-5-3. Hämtad 12 augusti 2019, från Ekoväx website: <https://ekovax.se/ekogodsel-plus-8-3-5-3/>
- Energimyndigheten. (2019). *Drivmedel 2018 - Redovisning av rapporterade uppgifter enligt drivmedelslagen, hållbarhetslagen och reduktionsplikten*. Hämtad från <http://www.energimyndigheten.se/globalassets/statistik/drivmedel-2018.pdf>
- Fao. (2017). *Global database of GHG emissions related to feed crops: Methodology. Version 1*. Hämtad från [www.fao.org/publications](http://www.fao.org/publications)
- FAO. (2018). The State of the World's Forests. Hämtad 10 september 2019, från FAO website: <http://www.fao.org/state-of-forests/en/>
- Fares, S., Paoletti, E., Calfapietra, C., Mikkelsen, T. N., Samson, R., & Le Thiec, D. (2017). Carbon Sequestration by Urban Trees. I Pearlmutter D. et al. (eds) (Red.), *The Urban Forest* (Future City, vol 7, s. 31–39). [https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9_4)
- Fransson, J. (2017). *SKOGSDATA 2017*. Hämtad från [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata\\_2017.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata_2017.pdf)
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J., & Palm, D. (2011). *Miljöfaktaboken 2011 - Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter*. Stockholm: VÄRMEFORSK.
- Granström, J. (2018). *Klimatpåverkan från användande av skogsrester till bioenergi med koldioxidlagring (BECCS) och biokol i Sverige : En komparativ livscykelanalys mellan två klimatåtgärder i en svensk kontext* (Uppsala universitet). Hämtad från <http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1213904&dswid=7552>
- Grime, J. P. (John P., Hodgson, J. (John), & Hunt, R. (2007). *Comparative plant ecology : a functional approach to common British species* (2nd ed.). Hämtad från <https://www.worldcat.org/title/comparative-plant-ecology-a-functional-approach-to-common-british-species/oclc/144229240?referer=di&ht=edition>
- GRO Plantskolor. (2012). *Kvalitetsregler för plantskoleväxter*. GRO Plantskolor.
- Hållbar Stad. (2019). Nio städer får miljonstöd för att bli klimatneutrala 2030. Hämtad 01 november 2019, från Hållbar Stad website: <https://www.hallbarstad.se/omvarld->

blog/nio-stader-far-miljonstod-for-att-bli-klimatneutrala-2030/

Hasselfors Garden. (2016). Täckbark. Hämtad 08 augusti 2019, från Hasselfors Garden website: <https://www.hasselforsgardenpark.se/produkter/tackbark/>

i-Tree. (u.å.). UFORE Methods. *i-Tree*, s. 19. Hämtad från <http://www.itreetools.org/eco/resources/UFORE-Methods.pdf>

Ingram, D. L. (2012). Life cycle assessment of a field-grown red maple tree to estimate its carbon footprint components. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(4), 453–462. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0398-7>

Ingram, D. L. (2013). Life cycle assessment to study the carbon footprint of system components for colorado blue spruce field production and use. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 138(1), 3–11.

Ingram, D. L., & Hall, C. R. (2013). Carbon Footprint and Related Production Costs of System Components of a Field-Grown *Cercis canadensis* L. "Forest Pansy" Using Life Cycle Assessment 1. I *J. Environ. Hort* (Vol. 31). Hämtad från [https://pdfs.semanticscholar.org/ffbf/8b1ffa4952acdc7475bc4ac64ea66ceec40e.pdf?\\_ga=2.217235733.2081972164.1566569316-1169882448.1566569316](https://pdfs.semanticscholar.org/ffbf/8b1ffa4952acdc7475bc4ac64ea66ceec40e.pdf?_ga=2.217235733.2081972164.1566569316-1169882448.1566569316)

Ingram, D. L., & Hall, C. R. (2016). Comparison of carbon footprint and variable costs of selected nursery production systems for a 5-cm-caliper red maple. *HortScience*, 51(4), 383–387.

Ingram, D. L., Hall, C. R., & Knight, J. (2019). Understanding carbon footprint in production and use of landscape plants. *HortTechnology*, 29(1), 6–10. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH04220-18>

Iordan, C.-M., Hu, X., Arvesen, A., Kauppi, P., & Cherubini, F. (2018). Contribution of forest wood products to negative emissions: historical comparative analysis from 1960 to 2015 in Norway, Sweden and Finland. *Carbon Balance and Management*, 13(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s13021-018-0101-9>

IPCC. (2006). Chapter 11: N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soils, and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea Application. *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*, 4, 54. Hämtad från [https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4\\_Volume4/V4\\_11\\_Ch11\\_N2O&CO2.pdf](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf)

IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. I R. . Pachauri & L. . Meyer (Red.), *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (s. 151). Hämtad från [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR\\_AR5\\_FINAL\\_full.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full.pdf)

IPCC. (2018). Summary for Policymakers. I and T. W. (eds. . Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, Maycock,

- M. Tignor (Red.), *Global Warming of 1.5°C*. Hämtad från World Meteorological Organization website: <https://www.ipcc.ch/sr15/chapter/summary-for-policy-makers/>
- Jo, H. K., Kim, J. Y., & Park, H. M. (2019). Carbon reduction and planning strategies for urban parks in Seoul. *Urban Forestry and Urban Greening*, 41, 48–54.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.009>
- Jo, H. K., Park, H. M., & Kim, J. Y. (2019). Carbon Offset Service and Design Guideline of Tree Planting for Multifamily Residential Sites in Korea. *Sustainability*, 11(13), 1–14.
- Johannes Axelsson, & Johan Olsson. (2017). *Åtgärder för minskad klimatbelastning i anläggningsprojekt* (Karlstads universitet). Hämtad från <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1136651/FULLTEXT02.pdf>
- Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K., & Torstensson, G. (2008). *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark*. Hämtad från [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)
- Jordbruksverket. (2004). *Kvävefixeringsmodellen i STANK in MIND*. Hämtad från [http://www.jordbruksverket.se/download/18.1298d43a15345c26aa0b3388/1457346217659/Kvävefixering+Nfixmodell\\_2004-10-05.pdf](http://www.jordbruksverket.se/download/18.1298d43a15345c26aa0b3388/1457346217659/Kvävefixering+Nfixmodell_2004-10-05.pdf)
- Jordbruksverket. (2019). Stallgödsel - växtnäringsinnehåll och långtidsverkan. Hämtad 06 augusti 2019, från Jordbruksverket website:  
<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/odling/jordbruksgrador/vete/vaxtnaring/stallgodsel/tabellerstallgodsel.4.3229365112c8a099bd980001803.html>
- Kanlén, F. (2017). *Statistiskt meddelande: Torv 2017*. Hämtad från [https://www.scb.se/contentassets/2725e9b7db7142948c5aa2222b7b7bff/mi0809\\_2017a01\\_sm\\_mi25sm1801.pdf](https://www.scb.se/contentassets/2725e9b7db7142948c5aa2222b7b7bff/mi0809_2017a01_sm_mi25sm1801.pdf)
- Karlsson, S., & Rodhe, L. (2002). *Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket*. Hämtad från [http://www.jordbruksverket.se/download/18.1298d43a15345c26aa0b33b0/1457346250059/Ammoniakavgång+EmmissionerNH4\\_rapp.pdf](http://www.jordbruksverket.se/download/18.1298d43a15345c26aa0b33b0/1457346250059/Ammoniakavgång+EmmissionerNH4_rapp.pdf)
- Kendall, A., & McPherson, G. E. (2012). A life cycle greenhouse gas inventory of a tree production system. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(4), 444–452.  
<https://doi.org/10.1007/s11367-011-0339-x>
- Kennerstedt, M., & Pereira de Moraes, F. (2019). *Implementering av koldioxidvärdering för grönytor* (KTH, Skolan för arkitektur och samhällsbyggnad ). Hämtad från <http://kth.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1321895&dswid=-7481>
- Kulmala, L. (2009). Kolets kretslopp. Hämtad 30 juli 2019, från Carbon tree website:  
<http://www.hiilipuu.fi/sv/artiklar/kolets-kretslopp>
- Lamlom, S. H., & Savidge, R. A. (2003). A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. *Biomass and Bioenergy*, 25(4), 381–388.

[https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(03\)00033-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00033-3)

- Li, F. X., Shi, H., Zhao, J. S., Feng, X. G., & Li, M. (2018). Carbon sequestration and spatial differentiation characteristics of urban forest in China. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16(2), 1563–1580. [https://doi.org/10.15666/aeer/1602\\_15631580](https://doi.org/10.15666/aeer/1602_15631580)
- Lindquist, K. (2006, augusti 11). 6 000 almar sågas ner med hjälp av satellit. *Helsingborgs Dagblad*. Hämtad från <https://www.hd.se/2006-08-11/6-000-almar-sagas-ner-med-hjalp-av-satellit>
- Lundblad, M., Stendahl, J., Lundin, L., & Olsson, M. (2016). *Den svenska torvutvinningens klimatpåverkan*. <https://doi.org/SLU>
- Lundmark, T., Bergh, J., Hofer, P., Lundström, A., Nordin, A., Poudel, B. C., ... Werner, F. (2014). Potential Roles of Swedish Forestry in the Context of Climate Change Mitigation. *Forests*, 5, 557–578. <https://doi.org/10.3390/f5040557>
- Lundmark, T., & Hannerz, M. (2017). The climate benefits of the Nordic forests. Hämtad 23 oktober 2019, från SNS Nordic Forest Research website: <https://nordicforestresearch.org/klimatnytta/>
- Lundmark, T., Poudel, B. C., Stål, G., Nordin, A., & Sonesson, J. (2018). Carbon balance in production forestry in relation to rotation length. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(6), 672–678. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0410>
- McHugh, N., Edmondson, J. L., Gaston, K. J., Leake, J. R., & O’Sullivan, O. S. (2015). Modelling short-rotation coppice and tree planting for urban carbon management - a citywide analysis. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1237–1245. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12491>
- McPherson, E. G. (1998). Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento’s urban forest. *Journal of Arboriculture*, 24(4), 215–223.
- McPherson, E. G., Kendall, A., & Albers, S. (2015). Life cycle assessment of carbon dioxide for different arboricultural practices in Los Angeles, CA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(2), 388–397. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2015.04.004>
- McPherson, E. G., Van Doorn, N. S., & Peper, P. J. (2016). *Urban Tree Database and Allometric Equations*. <https://doi.org/10.2737/RDS-2016-0005>
- Meineke, E., Youngsteadt, E., Dunn, R. R., & Frank, S. D. (2016). Urban warming reduces aboveground carbon storage. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1840). <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.1574>
- Naturvårdsverket. (2015). *Guide för värdering av ekosystemtjänster* ISBN 978-91-620-6690-1.
- Naturvårdsverket. (2018a). Konsumtionsbaserade utsläpp av växthusgaser i Sverige och andra

- länder. Hämtad 31 juli 2019, från Naturvårdsverket website:  
<https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-konsumtionsbaserade-utslapp-Sverige-och-andra-lander/>
- Naturvårdsverket. (2018b). Konsumtionsbaserade växthusgasutsläpp per person och år. Hämtad 25 november 2019, från Naturvårdsverket website:  
<https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-konsumtionsbaserade-utslapp-per-person/>
- Naturvårdsverket. (2018c). *National Inventory Report Sweden 2018*. Hämtad från  
<https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/internationellt-miljoarbete/miljokonventioner/FN/national-inventory-report-2018.pdf>
- Naturvårdsverket. (2018d). Skogen är en ovärderlig resurs för klimatet. Hämtad 07 september 2019, från Naturvårdsverket website: <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Klimat/Klimatneutralt-Sverige/Skogen/>
- Naturvårdsverket. (2018e). Territoriella utsläpp och upptag av växthusgaser. Hämtad 31 juli 2019, från Naturvårdsverket website: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-territoriella-utslapp-och-upptag/?visuallyDisabledSeries=c8d0856c4ac88548>
- Naturvårdsverket. (2018f). Utsläpp och upptag av växthusgaser från markanvändning (LULUCF). Hämtad 31 juli 2019, från Naturvårdsverket website:  
<http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-och-upptag-fran-markanvandning/>
- Naturvårdsverket. (2018g). *Vägledning i Klimatklivet - Beräkna utsläppsminskning*. Hämtad från <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/bidrag-och-ersattning/bidrag/klimatklivet/berakna-utslappsminskning-vagledning-klimatklivet-2018-09-04.pdf?fbclid=IwAR1-Ymn34NP15ywtgGSbfl6EYU5PnJ5RoKtW9HKQETvo6iMd5BaG9BibLAW>
- Naturvårdsverket. (2018h). Växthusgaser, utsläpp och upptag i skogen. Hämtad 31 juli 2019, från Naturvårdsverket website: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-och-upptag-i-skogen/>
- Naturvårdsverket. (2019a). *Begränsad klimatpåverkan– underlagsrapport till den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2019*. Hämtad från [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)
- Naturvårdsverket. (2019b). *Underlag till regeringens klimatpolitiska handlingsplan- Redovisning av Naturvårdsverkets regeringsuppdrag. ISBN 978-91-620-6879-0*. Hämtad från [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)
- Nowak, D. J. (1994). Atmospheric Carbon Dioxide Reduction by Chicago's Urban Forest. I *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project* (s. 83–94). United States Department of Agriculture.

- Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116(3), 381–389.  
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)
- Nowak, D. J., & Greenfield, E. J. (2012). Tree and impervious cover change in U.S. cities. *Urban Forestry and Urban Greening*. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.11.005>
- Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019>
- Nowak, D. J., Stevens, J. C., Sisinni, S. M., & Luley, C. J. (2002). Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*, 28(3), 113–122.
- Olssons frö. (2012). Olssons frö vallfrö 2012. Hämtad 12 augusti 2019, från Olssons frö website: [www.olssonsfro.se](http://www.olssonsfro.se)
- Petri, A. C., Koeser, A. K., Lovell, S. T., & Ingram, D. (2016). How Green Are Trees? -Using Life Cycle Assessment Methods to Assess Net Environmental Benefits. *J. Environ. Hort*, 34(4), 101–110.
- PlasticsEurope. (2014). *High-density Polyethylene (HDPE), Low-density Polyethylene (LDPE), Linear Low-density Polyethylene (LLDPE)*. Hämtad från [https://www.pedagogie.ac-aix-marseille.fr/upload/docs/application/pdf/2015-11/4-\\_eco-profile\\_pe\\_2014-04.pdf](https://www.pedagogie.ac-aix-marseille.fr/upload/docs/application/pdf/2015-11/4-_eco-profile_pe_2014-04.pdf)
- PlasticsEurope. (2015). *Vinyl chloride (VCM) and Polyvinyl chloride (PVC) PlasticsEurope / The European Council of Vinyl Manufacturers (ECVM)*. Hämtad från [https://pvc4pipes.com/wp-content/uploads/2018/02/PlasticsEurope\\_Eco-profile\\_VCM\\_PVC\\_2015-05.pdf](https://pvc4pipes.com/wp-content/uploads/2018/02/PlasticsEurope_Eco-profile_VCM_PVC_2015-05.pdf)
- PlasticsEurope. (2016). *Polypropylene (PP)*. Bryssel, Belgien.
- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2008). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317–327. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
- Project Drawdown. (2019a). About Project Drawdown. Hämtad 25 juli 2019, från Drawdown website: <https://www.drawdown.org/about>
- Project Drawdown. (2019b). Afforestation. Hämtad 25 juli 2019, från Drawdown website: <https://www.drawdown.org/solutions/land-use/afforestation>
- Project Drawdown. (2019c). SOLUTIONS. Summary of Solutions by Overall Rank. Hämtad 25 juli 2019, från Drawdown website: <https://www.drawdown.org/solutions-summary-by-rank>
- Prop. 2016/17:146. *Ett klimatpolitiskt ramverk för Sverige*.

- Raciti, S. M., Hutyra, L. R., Rao, P., & Finzi, A. C. (2012). Inconsistent definitions of “urban” result in different conclusions about the size of urban carbon and nitrogen stocks. *Ecological Applications*, 22(3), 1015–1035. <https://doi.org/10.1890/11-1250.1>
- Rahman, M. A., & Ennos, A. R. (2016). *What we know and don't know about the carbon storage and sequestration of urban trees*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3221.7200>
- Reich, P. B. (2014). The world-wide ‘fast-slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. *Journal of Ecology*, 102(2), 275–301. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>
- Samson, R. (2017). *Introduction: Urban Trees as Environmental Engineers*. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9_1)
- Scharenbroch, B. C. (2012). Urban trees for carbon sequestration. I *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems* (Lal R., Augustin B., s. 121–138). [https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5\\_6](https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5_6)
- Schlesinger, W. H. (1990). Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 348(6298), 232–234. <https://doi.org/10.1038/348232a0>
- Sinochem Australia. (2015). Roundup Biactive. Hämtad 13 augusti 2019, från Sinochem Australia website: <https://www.sinochem.com.au/product/roundup-biactive/>
- Sonesson, J., Eliasson, L., Jacobson, S., Wallgren, M., Weslien, J., & Wilhelmsson, L. (2017). *Hyggesfritt skogsbruk på landskapsnivå*. Hämtad från [https://www.skogforsk.se/cd\\_48e63f/contentassets/dc19ef62a29c4473be31f77f32da347c/hyggesfritt-skogsbruk-pa-landskapsniva-arbetsrapport-926-2017.pdf](https://www.skogforsk.se/cd_48e63f/contentassets/dc19ef62a29c4473be31f77f32da347c/hyggesfritt-skogsbruk-pa-landskapsniva-arbetsrapport-926-2017.pdf)
- SPBI. (2010). Energiinnehåll, densitet och koldioxidutsläpp. Hämtad 13 augusti 2019, från Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet website: <https://spbi.se/uppslagsverk/fakta/berakningsfaktorer/energiinnehall-densitet-och-koldioxidemission/>
- SPBI. (2014). Motorgas Gasol LPG. Hämtad 13 augusti 2019, från Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet website: <https://spbi.se/uppslagsverk/fakta/drivmedel/ovriga-drivmedel/motorgas-gasol-lpg/>
- Stendahl, J. (2017). Skogsmarkens kolförråd. *SKOGSDATA 2017, Tema: Skogsmarkens kolförråd*. Hämtad från [https://pub.epsilon.slu.se/14487/27/skogsdata\\_2017\\_170905.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/14487/27/skogsdata_2017_170905.pdf)
- Stephenson, N. L., Das, A. J., Condit, R., Russo, S. E., Baker, P. J., Beckman, N. G., ... Zavala, M. A. (2014). Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature*, 507(7490), 90–93. <https://doi.org/10.1038/nature12914>
- Stockholms stad. (2019). Almsjuka. Hämtad 17 september 2019, från Stockholms stad website: <https://www.stockholm.se/KulturFritid/Park-och-natur/Trad/Tradfallning/Almsjuka/>



- Stockholms Stad. (2017). *Växtbäddar i Stockholms stad – en handbok 2017*. Stockholm: Stockholms stad.
- Strohbach, M. W., Arnold, E., & Haase, D. (2012). The carbon footprint of urban green space-A life cycle approach. *Landscape and Urban Planning*, 104(2), 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.013>
- Strohbach, M. W., & Haase, D. (2012). Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: Analysis of patterns in a European city. *Landscape and Urban Planning*. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.001>
- The Royal Society, & Royal Academy of Engineering. (2018). *Greenhouse gas removal*.
- Tufvesson, L., Lantz, M., & Björnsson, L. (2013). *Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel*. Lund.
- Tutton, M. (2019, april 17). The most effective way to tackle climate change? Plant 1 trillion trees. *CNN*. Hämtad från <https://edition.cnn.com/2019/04/17/world/trillion-trees-climate-change-intl-scn/index.html>
- Van Der Lugt, P., Vogtländer, J. G., Van Der Vegte, J. H., & Brezet, J. C. (2015). Environmental Assessment of Industrial Bamboo Products - Life Cycle Assessment and Carbon Sequestration. *10th World Bamboo Congress*, 1–16. Hämtad från <https://worldbamboo.net/wbcx/Keynotes/KeynotevanderLugt.pdf>
- Vasenev, V., & Kuzyakov, Y. (2018). Urban soils as hot spots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and driving factors. *Land Degradation and Development*, 29(6), 1607–1622. <https://doi.org/10.1002/ldr.2944>
- Vinnova. (u.å.). Rest till Bäst - Biokol. Hämtad 19 november 2019, från <https://biokol.org/hur-fungerar-det/biokol/>
- Wang, X. M., Wang, X. K., Su, Y. B., & Zhang, H. X. (2019). Land pavement depresses photosynthesis in urban trees especially under drought stress. *Science of the Total Environment*, 653(February), 120–130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.281>
- Warwick HRI. (2008). *A preliminary assessment of the greenhouse gases associated with growing media materials*. Hämtad från <http://sciencesearch.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=15967>
- Washbourne, C. L., Lopez-Capel, E., Renforth, P., Ascough, P. L., & Manning, D. A. C. (2015). Rapid removal of atmospheric CO<sub>2</sub> by urban soils. *Environmental Science and Technology*, 49(9), 5434–5440. <https://doi.org/10.1021/es505476d>
- Wei, Z. Q., Wu, S. H., Zhou, S. L., Li, J. T., & Zhao, Q. G. (2014). Soil Organic Carbon Transformation and Related Properties in Urban Soil Under Impervious Surfaces. *Pedosphere*, 24(1), 56–64. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60080-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60080-6)

- West, T. O., & Marland, G. (2002). A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91(1–3), 217–232.  
[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00233-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00233-X)
- Wilkes, P., Disney, M., Vicari, M. B., Calders, K., & Burt, A. (2018). Estimating urban above ground biomass with multi-scale LiDAR. *Carbon Balance and Management*, 13(1), 1–20.  
<https://doi.org/10.1186/s13021-018-0098-0>
- Wu, X. G., Hu, D., Ma, S. L., Zhang, X., Guo, Z., & Gaston, K. J. (2016). Elevated soil CO<sub>2</sub> efflux at the boundaries between impervious surfaces and urban greenspaces. *Atmospheric Environment*, 141, 375–378. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.050>
- Zhao, M., Kong, Z., Escobedo, F. J., & Gao, J. (2010). Impacts of urban forests on offsetting carbon emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management*, 91(4), 807–813.  
<https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2009.10.010>

## Bilaga A: Inventering av odling, leverans och plantering

I denna bilaga redogörs för inventeringen av hur odling, leverans och plantering av *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* går till, en beskrivning av hela hanteringsförloppet från plantering av frö, ekollon och stickling på plantskola till etablerat träd i parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Detta finns även illustrerat i flödesscheman (figur 1, 2 och 3) under Metod för respektive trädart som ger en övergripande helhetsbild av hur hantering och utförande ser ut.

### Odling

De flesta träd som Tönnersjö plantskola säljer har till att börja med odlats ett till två år på Ranviks Trädgård. Där förökas *Salix alba* vegetativt genom plantering av stickling som tas från plantor i anläggningen eller i närområdet. Ekollon från *Quercus rubra* kommer från frökälla i Uppsala. Kottar från *Pinus sylvestris* kommer från frökälla som växter på Skogskyrkogården i Stockholm. Ekollon och kottar fraktas i stora säckar i lastbil av fraktföretaget DHL tillsammans med annan frakt. Utsläppen av växthusgas under denna frakt med lastbil fördelat per ekollon eller per frö från kotte bedöms vara försumbar.

Kottarna från *Pinus sylvestris* lufttorkas för att frigöra frön som sedan kan planteras. Detta sker utan energitillförsel. Frön, ekollon och sticklingar sås respektive planteras för hand i pluggbrätten med cellstorlek V93 innehållande svenskbruten torvjord (jordvolym 93 cm<sup>3</sup>). 400 pluggplantor ryms per m<sup>2</sup>. Plantering sker i april och pluggbrättorna står i växthus som inte värms upp. Pluggbrättorna uppskattas kunna användas under ungefär 25 år i odling av plantskoleplantor. Sammantaget bedöms pluggbrättornas klimatpåverkan per odlad planta vara försumbar.

*Salix alba*, som växer snabbt, omplanteras till kruka redan i slutet av juni samma år. Krukan är gjord av plasten polypropen (PP) och har storlek 2 liter. Samma kruka används för odling av i genomsnitt 3 plantor. En krukmaskin på 5 kWh används vid uppkrukningen av plantorna. 1000 plantor uppskattas krukas upp i timmen. Plantorna sätts i ett växtsubstrat (2 l) bestående av 60 % torv, 10 % grönkompost, 10 % bark och 20 % pimpsten. Växtsubstratet är fullgödslat med långtidsverkande Multicote-gödsel. 4 kg gödselblandning används per m<sup>3</sup> växtsubstrat, motsvarande 4 gram per liter växtsubstrat. I 2-literskrukorna används således 8 gram gödsel. Ovanpå krukan placeras en kokosmatta som förhindrar ogräs och bibehåller fukt i jorden. Krukorna ställs upp utomhus på en marktäckväv gjord av plasten polypropen (PP) som väger 195 g/m<sup>2</sup>. 30 stycken 2-literskrukor uppskattas få plats per m<sup>2</sup>. Marktäckväven byts ut efter 10 år. Vid uppställning utomhus hanteras plantorna med en truck som drivs av motorgas (LPG). Trucken uppskattas förbruka 1,5 kg gas i timmen och kunna hantera 1000 2-literskrukor i timmen, dvs 1,5 gram gas per kruka. Bekämpning av ohyra sker genom punktinsatser vid behov genom i huvudsak biologisk bekämpning. Detta bedöms ha försumbar klimatpåverkan. Under växtsäsongen står plantorna uppställda utomhus och bevattning sker genom eldrivna

pumpar. Bevattning av 2-literskrukor uppställda utomhus uppskattas till 120 tillfällen och förbruka ungefär 0,01 kWh per planta per bevattningstillfälle. I september lastas plantorna in i en lastbilstrailer för leverans till Tönnersjö plantskola. Lastning sker med LPG-driven truck som förbrukar 1,5 gram gas per lastad kruka. I tabell 1 redovisas hur mycket av respektive material-, bränsle- och energiinsats som går in i odlingen av *Salix alba* på Ranviks Trädgård.

Tabell 1. Specifik förbrukning och användning av material, bränsle och energi under odlingen av *Salix alba* på Ranviks Trädgård.

Insats	Förbrukning	Enhet
Plastkruka 2-liter (PP)	0,015	kg
Kokosmatta	0,014	kg
Pimpsten	0,26	kg
Bark	0,08	kg
Grönkompost	0,1368	kg
Torv	0,3879	kg
Mineralgödsel	0,008	kg
Marktäckväv, plast (PP)	0,00065	kg
Motorgas (LPG)	0,003	kg
Elektricitet	1,2	kWh
Diesel	0,0075	l

*Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* odlas i pluggbrättarna under hela första växtsäsongen. Bevattning sker via eldrivna pumpar och sker i genomsnitt 120 tillfällen per säsong. I december tas pluggbrättarna in för kylagring under vintern. I april tas pluggbrättarna ur kylagringen. Hantering av plantorna till och från kylagringen sker med LPG-driven truck. Energiåtgång vid hantering, bevattning samt kylning av pluggplantor i pluggbrätte har uppskattats vara försumbart fördelat per pluggplanta. Efter kylagringen krukas plantorna upp med en krukmaskin på 5 kWh. *Quercus rubra* krukas upp i 2-literskrukor och *Pinus sylvestris* krukas upp i 1-literskrukor. Krukmaskinen kan kruka upp 1000 krukor i timmen, oavsett krukans storlek. Krukorna är gjorda av plasten polypropen (PP) och återanvänds för odling av i genomsnitt 3 plantor. Plantorna sätts i ett växtsubstrat (2 l respektive 1 l) bestående av 60 % torv, 10 % grönkompost, 10 % bark och 20 % pimpsten. Växtsubstratet är fullgödslat med långtidsverkande Multicote-gödsel. Till *Quercus rubra* används 8 gram Multicote-blandning och till *Pinus sylvestris* används 4 gram Multicote-blandning. Ovanpå krukorna placeras en kokosmatta som förhindrar ogräs och bibehåller fukt i jorden. Krukorna ställs upp utomhus på en marktäckväv gjord av plasten polypropen (PP) som väger 195 g/m<sup>2</sup>. 30 stycken 2-literskrukor respektive 60 stycken 1-literskrukor uppskattas få plats per m<sup>2</sup>. Marktäckväven byts ut efter 10 år. Hanteringen av plantorna sker med LPG-driven truck som förbrukar 1,5 gram gas per 2-literskruka och 0,75 gram gas per 1-literskruka. Under växtsäsongen uppskattas bevattning av krukorna ske 120 tillfällen. Pumpar till bevattning uppskattas förbruka ungefär 0,01 kWh per 2-literskruka och 0,005 kWh per 1-literskruka per tillfälle. I december förflyttas krukorna till kylagring. Hanteringen av plantorna sker med LPG-driven

truck som förbrukar 1,5 gram gas per 2-literskruka och 0,75 gram gas per 1-literskruka. Kylaggregaten uppskattas förbruka 0,08 kWh per 2-literskruka och 0,04 kWh per 1-literskruka under en vinter. I mars tas plantorna ur kylförvaringen för att lastas in i en lastbilstrailer för leverans till Tönnersjö plantskola. Lastning sker med LPG-driven truck som förbrukar 1,5 gram gas per 2-literskruka och 0,75 gram gas per 1-literskruka. I tabell 2 och 3 redovisas hur mycket av respektive material-, bränsle- och energiinsats som går in i odlingen av *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* på Ranviks Trädgård.

Tabell 2. Specifik förbrukning och användning av material, bränsle och energi under odlingen av *Quercus rubra* på Ranviks Trädgård.

<i>Insats</i>	<i>Förbrukning</i>	<i>Enhet</i>
<i>Plastkruka 2-liter (PP)</i>	0,015	kg
<i>Kokosmatta</i>	0,014	kg
<i>Pimpsten</i>	0,26	kg
<i>Bark</i>	0,08	kg
<i>Grönkompost</i>	0,1368	kg
<i>Torv</i>	0,3879	kg
<i>Mineralgödsel</i>	0,008	kg
<i>Marktäckväv, plast (PP)</i>	0,00065	kg
<i>Motorgas (LPG)</i>	0,0045	kg
<i>Elektricitet</i>	1,29	kWh
<i>Diesel</i>	0,0075	l

Tabell 3. Specifik förbrukning och användning av material, bränsle och energi under odlingen av *Pinus sylvestris* på Ranviks Trädgård.

<i>Insats</i>	<i>Förbrukning</i>	<i>Enhet</i>
<i>Plastkruka 2-liter (PP)</i>	0,0083	kg
<i>Kokosmatta</i>	0,007	kg
<i>Pimpsten</i>	0,13	kg
<i>Bark</i>	0,04	kg
<i>Grönkompost</i>	0,0684	kg
<i>Torv</i>	0,2079	kg
<i>Mineralgödsel</i>	0,004	kg
<i>Marktäckväv, plast (PP)</i>	0,00033	kg
<i>Motorgas (LPG)</i>	0,00225	kg
<i>Elektricitet</i>	0,645	kWh
<i>Diesel</i>	0,0038	l

Lastbilstrailern som används vid leverans till Tönnersjö plantskola uppskattas rymma 3600 plantor i 2-literskrukor. Samma lastbil uppskattas rymma 7200 plantor i 1-literskrukor. Avståndet till Tönnersjö plantskola är 36,5 km enkel väg. Lastbilen antas köra returresa

tillbaka till Ranviks trädgård. Uppskattningsvis dör 20 % av plantorna någon gång under odlingsförloppet från pluggplanta till levererad trädplanta i kruka.

Avlastning av plantorna på Tönnersjö plantskola sker med hjälp av en eldriven truck. På det stora hela hanteras alla trädplantor som odlas på Tönnersjö på samma sätt, det vill säga hantering, transport, plantering och årliga skötselinsatser sker på samma sätt för alla trädarter. Skillnaden mellan olika trädarter är hur länge de odlas i fält för att uppnå önskad försäljningsstorlek samt olika mängd materialanvändning de första åren beroende på om de får stå i växthus eller planteras direkt i fält. Träd som säljs som depå-odlade, i så kallad *Air-pot*, odlas på samma sätt som träd som säljs med rotklump, med enda skillnaden att de tas upp från fältodlingen och planteras i *Air-pot* två år innan försäljning. Antalet maskintimmar samt mängden gödsel och bekämpningsmedel blir därmed likvärdigt för ett träd med rotklump som för ett träd i *Air-pot*.

Efter avlastning från lastbilstrailern blir *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* omkrukade i 5-liters plastkrukor. Detta sker i mars och därefter står plantorna i växthus till och med september samma år, alltså i 6 månader. Växthuset är inte uppvärmt. Bevattning i växthuset sker genom en eldriven vattenpump. *Salix alba* levereras och planteras direkt ute på fält i september. *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* som till en början odlas i kruka i växthus stadgas upp med en 152 cm lång bambukäpp. Trädplantan och bambukäppen binds samman med 30 cm lång biologisk nedbrytbar bindslang (3 mm tjock) och 20 cm lång biologiskt nedbrytbart Max-band. Både bindslang och Max-band är gjorda av PVC-plast. Växtsubstrat i krukorna är 5 liter svenskbruten torv. Som ett skydd mot ogräs läggs en kokosmatta ovanpå jorden i kukan. Plantorna fraktas ut på ett släp med en dieseldriven traktor till plantering på fält. Ungefär 500 plantor lastas per släp och lastning sker för hand. Krukorna återanvänds under 10 säsonger, dvs 10 plantor per kruka. Bambukäppar, kokosmatta, bindslang och Max-band kasseras inom anläggningen och återanvänds inte. Torv från kukan följer med ner i planteringsgropen vid planteringen på fält.

När ungträden planteras på fält i september används en plantplog som dras efter en dieseldriven traktor. Planteringen sker i rader med 180 cm avstånd mellan sig. I raderna sätts plantorna med 70 cm avstånd. Plantorna stadgas upp med varsin 300 cm lång bambukäpp samt 50 cm lång 3 mm tjock bindslang och 50 cm lång Max-band. Bambukäppen förankras i marken med hjälp av en dieseldriven plantskolemaskin (Holmac). Plantorna vattnas genom droppbevattning. Totalt används 28 000 meter slang till droppbevattning på Tönnersjös fält. Fördelat på plantskolans 40 000 träd i odling på fält med droppbevattning försörjer ungefär 70 cm bevattningsslang en trädplanta. Slangarna är gjorda i plast av typen nedbrytbar polyeten (HDPE) och byts ut var nionde år. *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* står planterade i fältet i 38 månader, från och med september det år som ungträden planteras i fält till november drygt 3 år senare. För *Salix alba* är motsvarande period 26 månader, september till november 2 år senare. Under denna tid utförs 3 rundor kemisk ogräsbekämpning, 1 runda mekanisk ogräsbekämpning och 2 rundor med gödningsmedel varje växtsäsong. Detta görs med hjälp av en dieseldriven traktor.

Ungträden tas upp ur jorden i november med hjälp av en sidoupptagare som dras av en traktor. Därefter körs plantorna på traktorsläp till Tönnersjö plantskolas huvudanläggning för att sorteras och sedan fraktas ut till ett annat fält för omplantering. Frakt till omplantering i fält sker på traktorsläp, av- och pålastning sker för hand. Ungefär 250 trädplantor fraktas per släp. Detta sker i slutet av november eller början av december.

Vid omplantering i fält planteras träden med hjälp av en plantplog som dras efter en dieseldriven traktor. Plantorna stadgas upp med varsin 420 cm lång bambukäpp samt 60 cm lång 6 mm tjock bindslang, 60 cm lång 3 mm tjock bindslang och 20 cm Max-band. Bambukäppen förankras i marken med hjälp av en dieseldriven plantskolemaskin (Holmac). Här odlas *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* i 48 månader (4 år). *Salix alba* odlas här i 36 månader (3 år). Under denna tid utförs 3 rundor kemisk ogräsbekämpning, 1 runda mekanisk ogräsbekämpning och 2 rundor med gödningsmedel varje växtsäsong. Detta görs med hjälp av en dieseldriven traktor.

Efter att respektive trädarts odlingstid passerad grävs träden upp med en spadgrävare för att omplanteras ytterligare en gång, denna gång i samma fält. Omplantering sker med plantplog som dras efter en dieseldriven traktor. Plantorna är nu tillräckligt stora och stabila för att inte behöva stadgas upp med bambukäpp. Efter denna omplantering odlas *Quercus rubra* i 36 månader (3 år), *Pinus sylvestris* i 48 månader (4 år) och *Salix alba* i 24 månader (2 år). Under denna tid sker varje växtsäsong 3 rundor kemisk ogräsbekämpning, 1 runda mekanisk ogräsbekämpning och 2 rundor med gödningsmedel, alltså samma antal insatser per säsong som tidigare odlingsår. Detta görs med hjälp av en dieseldriven traktor.

Efter detta har de tre trädarterna vuxit till försäljningsstorleken alléträd 30-35. Träden tas ur marken med en dieseldriven spadgrävare. Rotklump av jutevävduk och metallkorg av obehandlat stål emballeras på fältet. Därefter lastas träden upp på traktorsläp genom en traktor med lyftkran. Därefter körs trädplantorna till Tönnersjö plantskolas huvudanläggning för sortering. Sedan är träden klara att levereras till kund, vilket vanligtvis sker till våren. Vid leverans lastas träden upp på lastbilstrailer med hjälp av en dieseldriven hjullastare. När träden har blivit leveransklara alléträd 30-35 har *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* blivit 8, 13 respektive 14 år gamla träd. I tabell 4 redovisas materialförbrukningen i odlingen av *Salix alba* på Tönnersjö och i tabell 5 redovisas motsvarande för *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris*.

Tabell 4. Specifik materialförbrukning under odling av *Salix alba* på Tönnersjö.

Material	Åtgång (längd, volym, antal)	Vikt (kg)
Plastkruka 5-liter (HDPE)	0 st	
Bindlang 3 mm (nedbrytbar PVC)	1,1 m	0,003
Bindlang 6 mm (nedbrytbar PVC)	0,6 m	0,006
MAX BIO Tape (nedbrytbar PVC)	0,7 m	0,0007
Kokosmatta	0 st	
Torv	0 l	
Bambukäpp 152 cm lång	0 st	
Bambukäpp 300 cm lång	1 st	0,624
Bambukäpp 420 cm lång	1 st	0,936
Plastslang droppbevattning (HDPE)	0,16 m	0,009
Juteduk	1 st	0,422
Metallkorg (obehandlat stål)	1 st	1,463

Tabell 5. Specifik materialförbrukning under odling av *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* på Tönnersjö.

Material	Åtgång (längd, volym, antal)	Vikt (kg)
Plastkruka 5-liter (HDPE)	0,1 st	0,0184
Bindlang 3 mm (nedbrytbar PVC)	1,4 m	0,0042
Bindlang 6 mm (nedbrytbar PVC)	0,6 m	0,006
MAX BIO Tape (nedbrytbar PVC)	0,9 m	0,0009
Kokosmatta	1 st	0,034
Torv	5 l	1,174
Bambukäpp 152 cm lång	1 st	0,1
Bambukäpp 300 cm lång	1 st	0,624
Bambukäpp 420 cm lång	1 st	0,936
Plastslang droppbevattning (HDPE)	0,23 m	0,0129
Juteduk	1 st	0,422
Metallkorg (obehandlat stål)	1 st	1,463

Tönnersjö plantskola har ständigt 20 till 30 hektar av sina odlingsfält i träda, i genomsnitt 25 hektar. Deras totala fältareal är 125 hektar. Fälten som sätts i träda blir frästa, gödslade med flytgödsel från svin (30 ton per hektar), harvade och sedan sås en blandvall av gräsmix (15 kg per hektar) och vitklöver (10 kg per hektar). När vallen etablerats uppskattas den bestå av 40 % vitklöver. Därefter får marken ligga vilande i 2 år utan trädodling. Efter att dessa 2 år passerat odlas träd på fältet under i genomsnitt 8 år innan fältet försätts i träda igen. När fältet ska återtas i odling blir ungefär 20 % av vallen nedbrukat i jorden i raderna där träd ska planteras. Detta görs med plantplogen i samband med trädplanteringen. Den del av vallen som inte brukas ner får fortsätta växa mellan trädraderna. Sammantaget blir i genomsnitt 12,5 hektar vall nedbrukat i jorden utslaget per år, inkluderat 20 % av fält i träda som återtas i



bruk och 80 % av fält som försätts i träda. Både fält i träda och trädodlade fält slås 3 till 4 gånger per säsong. Skörden samlas inte upp utan lämnas kvar i fältet. På fälten som odlas med träd gödslas endast trädraderna och inte ytorna mellan trädraderna. Utslaget per år gödslas i genomsnitt 32,5 ha, 20 % av de 100 hektar fält som odlas med träd och hälften av de 25 hektar fält som i genomsnitt försätts i träda vartannat år. I tabell 6 redovisas total årlig förbrukning av gödsel, bekämpningsmedel, frösådd samt bränslen och energi på Tönnersjö.

Tabell 6. Sammanlagd årlig förbrukning av bränslen och energi, bekämpningsmedel, gödsel och frösådd på Tönnersjö.

<i>Insats</i>	<i>Total årlig förbrukning</i>	<i>Enhet</i>
<b>Bränslen och energi</b>		
<i>Diesel</i>	20 000	l
<i>Bensin</i>	100	l
<i>Elektricitet</i>	108 487	kWh
<b>Bekämpningsmedel</b>		
<i>Roundup Bio</i>	100	l
<i>Kerb</i>	70	l
<i>Logo</i>	3	kg
<i>Gallery</i>	10	l
<b>Gödsel</b>		
<i>Ekogödsel</i>	23 000	kg
<i>Flytgödsel</i>	375 000	kg
<b>Frösådd blandvall</b>		
<i>Gräsblandning</i>	187,5	kg
<i>Vitklöver</i>	125	kg

Tönnersjö plantskola odlar sammanlagt ungefär 150 000 träd, inklusive ungträd i kruka, träd i fält och i Air-pot. Ungefär 30 % av de träd som odlas på Tönnersjö blir inte sålda. Ungefär 2 % av träden som odlas dör under odlingen. Dessa 32 % av träden som inte hamnar i en plantering hos en kund läggs på kompost i Tönnersjös anläggning. Tönnersjö plantskola uppskattar att träd som dör under odlingen i genomsnitt odlas 2 år och att träd som inte blir sålda i genomsnitt odlas 7 år på plantskolan.

## Leverans

Frakten sker med lastbil som har antagits vara av modell motsvarande Volvo FH13 (miljöklass Euro 6) som uppskattats förbruka 3,1 liter diesel per mil. Leverans till Helsingborg, Stockholm och Umeå har uppskattats ske över 7,7, 49,6 respektive 113,6 mil. Dieselförbrukning per träd vid leverans över dessa sträckor har beräknats utifrån hur många trädplantor som ryms i en fullastad lastbilstrailer. En fullastad trailer med enbart *Salix alba* eller enbart *Quercus rubra* i storlek alléträd 30-35 med rotklump rymmer mellan 18-25 stycken träd, 22 stycken träd har använts vid beräkning av utsläpp per FU. Motsvarande antal för *Pinus sylvestris* är mellan 25-30 stycken träd, 28 stycken träd har använts vid beräkning av utsläpp per FU.

## Plantering

Utsläpp vid plantering är beräknade utifrån att en fullastad lastbilstrailer med respektive trädart ska planteras vid samma tillfälle och utföras med samma arbetsmaskin och fordon. Planteringen antas utföras på samma sätt oavsett stad. Växtbädd för ett träd förutsätts grävas 0,5 meter djupt över en 2x2 meter stor yta. Insatserna som krävs för plantering har beräknats per träd. En hjulgrävare av modell motsvarande CAT M316D antas används vid avlastning, förberedelse av växtbädd, förflyttning av trädplantor, luckring, jordförbättring och nedtryckning av trädstöd. Vid dessa moment bedöms hjulgrävaren i genomsnitt förbruka 12 liter diesel i timmen, inräknat varierad motorbelastning och tomgångskörning. Hjulgrävaren bedöms ha samma genomsnittliga dieselförbrukning vid transport mellan anläggningsplats och uppställningsplats. Transporttid till anläggningsplats har uppskattats till 1 timme tur-och-retur, vilket innebär ungefär 2,73 minuter per träd vid plantering av *Salix alba* eller *Quercus rubra* och 2,14 minuter per träd vid plantering av *Pinus sylvestris*. Att lasta av ett alléträd 30-35 med rotklump uppskattas ta 8 minuter per träd. Luckring och förberedelse av växtbädd samt jordförbättring med grönkompost bedöms ta sammanlagt 30 minuter för en växtbädd. Själva planteringen och förflyttning av trädplantan till växtbädden uppskattas ta 30 minuter för ett träd. Nedtryckning av trädstöd för ett träd kräver 10 minuters arbete med hjulgrävaren. Efter att alla träd har planterats används hjulgrävaren till återställning av marken där hjulgrävaren kompakterat jorden efter upprepade körningar fram och tillbaka. Detta uppskattas ta 20 minuter per träd. Sammantaget används hjulgrävaren i ungefär 100,73 minuter per träd (1,6788 timmar), vid plantering av 22 stycken *Salix alba* eller *Quercus rubra* i storlek alléträd 30-35 i parkmark. Detta innebär en förbrukning av diesel på drygt 20,15 liter per träd. Vid plantering av 28 stycken *Pinus sylvestris* används hjulgrävaren i ungefär 100,14 minuter per träd (1,6691 timmar), vilket innebär en dieselförbrukning på ungefär 20,03 liter per träd.

0,5 m<sup>3</sup> jordförbättrande grönkompost tillförs varje växtbädd. Total volym grönkompost som krävs vid plantering av 22 trädplantor (*Salix alba* och *Quercus rubra*) är 11 m<sup>3</sup>. Motsvarande volym vid plantering av 28 trädplantor (*Pinus sylvestris*) är 14 m<sup>3</sup>. Leverans av grönkomposten görs med lastbil och bedöms ta 30 minuter enkel väg. Lastbilen uppskattas i genomsnitt förbruka 7 liter diesel i timmen vid blandad körning. Vid leverans av grönkomposten och körning tillbaka till depån körs lastbilen totalt i 1 timme och förbrukar 7 liter diesel, vilket innebär 2,73 minuters körning och 0,318 liter diesel per växtbädd vid plantering av 22

trädplantor (*Salix alba* och *Quercus rubra*). Vid plantering av 28 trädplantor (*Pinus sylvestris*) körs lastbilen ungefär 2,14 minuter per träd och förbrukar då 0,25 liter diesel.

Två anläggningsarbetare kör med en pickupbil till platsen för att utföra planteringen. Bilen drar 0,8 liter diesel per mil. Transportsträckan till planteringsplatsen har antagits vara 15 km, samma distans oavsett stad. Pickupbilen körs därför sammanlagt 30 km till och från planteringsplatsen och förbrukar då 2,4 liter diesel, motsvarande 0,109 liter diesel per träd vid plantering av 22 trädplantor (*Salix alba* och *Quercus rubra*). Motsvarande förbrukning vid plantering av 28 trädplantor (*Pinus sylvestris*) är ungefär 0,0857 liter diesel per träd.

Etableringsbevattning antas utföras 13 gånger per träd under det första året efter plantering för att efterföljande år ske 7 gånger per träd per år. *Salix alba* antas få etableringsbevattning endast under de första 2 åren, totalt 20 tillfällen. *Quercus rubra* antas få etableringsbevattning i 3 år, totalt 27 tillfällen. *Pinus sylvestris* antas få etableringsbevattning i 5 år, totalt 41 tillfällen. Bevattningen sker från en tank på en pickupbil som rymmer 1000 liter vatten. En bensindriven fyrtaktspump pumpar ut vattnet. Vid bevattning under en hel arbetsdag (8 timmar) uppskattas 48 träd hinnas med, 6 träd i timmen. Detta förbrukar en full bränsletank med 5 liter bensin, motsvarande ungefär 0,104 liter bensin per träd per tillfälle. Pickupbilen med vattentanken antas köra sammanlagt 30 km till och från planteringsplatsen och förbruka 0,8 liter diesel per mil. Körning till och från planteringsplatsen för ett bevattningstillfälle förbrukar således 2,4 liter diesel. Fördelat på bevattning av 48 träd förbrukas 0,05 liter diesel per träd per tillfälle.

## Bilaga B: Utsläppsfaktorer – beräkning av växthusgasutsläpp under odling, leverans och plantering

I denna bilaga beskrivs och härleds hur växthusgasutsläpp från de olika insatserna under odling, leverans och plantering beräknats.

### Drivmedel och elektricitet

Alla utsläpp från drivmedel är beräknade över hela livscykeln för drivmedlet, hela kedjan mellan råvaruutvinning till förbränning i motor (Energimyndigheten, 2019).

Dieselförbränning leder till växthusgasutsläpp på 0,278 kg CO<sub>2</sub>e per kWh (Energimyndigheten, 2019). 1 liter diesel (Mk1 5 % FAME) innehåller energi motsvarande 9,77 kWh (SPBI, 2010). Växthusgasutsläpp från 1 liter diesel är ungefär 2,716 kg CO<sub>2</sub>e.

Bensinförbränning leder till växthusgasutsläpp på 0,325 kg CO<sub>2</sub>e per kWh (Energimyndigheten, 2019). 1 liter bensin (5 % etanol) innehåller energi motsvarande 8,94 kWh (SPBI, 2010). Växthusgasutsläpp från 1 liter bensin blir således ungefär 2,91 kg CO<sub>2</sub>e.

Motorgas, som också heter gasol och ibland förkortas LPG (SPBI, 2014), innehåller energi motsvarande 12,8 kWh per kg gas (AGA, 2019). Förbränning av motorgas (gasol) leder till växthusgasutsläpp på 0,259 kg CO<sub>2</sub>e per kWh (Naturvårdsverket, 2018g). 1 kg motorgas innebär alltså utsläpp av 3,32 kg CO<sub>2</sub>e.

Utsläpp av växthusgaser förknippade med förbrukning av elektricitet är 0,0364 kg CO<sub>2</sub>e per kWh och avser så kallad svensk elmix. Utsläpp har beräknats med hänsyn till import och export av el och förluster från distribution i elnätet (Gode m.fl., 2011).

### Odlingstorv

Ungefär 1,5 miljoner m<sup>3</sup> odlingstorv utvinns årligen i Sverige. 2014 var utsläppen från odlingstorv 0,22 miljoner ton CO<sub>2</sub>e och utsläppen från mark som används till utvinning av odlingstorv var 0,055 miljoner ton CO<sub>2</sub>e. Sammanlagt 0,275 miljoner ton CO<sub>2</sub>e, vilket motsvarar 183,3 kg CO<sub>2</sub>e per m<sup>3</sup> odlingstorv (Lundblad, Stendahl, Lundin, & Olsson, 2016). Densiteten för torv är ca 300 kg per m<sup>3</sup> (Karlén, 2017). Grovt uppskattat innebär användning av odlingstorv utsläpp på ungefär 0,61 kg CO<sub>2</sub>e per kg odlingstorv.

### Kokosfiber

Kokosfiber bidrar till mellan 113 – 350 kg CO<sub>2</sub>e per ton kokosfiber vid användning i växtsubstrat enligt en brittisk rapport. De rapporterade utsläppen har exkluderat nerbrytning av kokosfibrets biogena kol samt tagit hänsyn till det kol som förblir bundet i jorden. Utsläpp av växthusgaser från bearbetning, transport och distribuerings har inkluderats. Utsläpp varierar

beroende på bearbetningsteknik, ursprung och distributionsavstånd. Kokosfibret bearbetas i antingen Sri Lanka eller Indien och transporteras till Storbritannien för att distribueras till kunder (Warwick HRI, 2008). Utsläppsvärdena antas vara likvärdigt i en svensk kontext. Ett medelvärde på 231,5 kg CO<sub>2</sub>e per ton kokosfiber (0,2315 kg CO<sub>2</sub>e/kg) används för att uppskatta utsläpp från användning av kokosmattor i trädodling.

## Bark

Samma brittiska studie rapporterar att bark som används i växtsubstrat kan innebära en klimatpåverkan på mellan -82 till 5 kg CO<sub>2</sub>e per ton bark. Variationen beror främst på distributionsavstånd (Warwick HRI, 2008). Utsläppsvärdena har antagits vara likvärdig i en svensk kontext. Ett mellanvärde på -38,5 kg CO<sub>2</sub>e per ton kokosfiber (-0,0385 kg CO<sub>2</sub>e/kg) används för att uppskatta utsläpp från användning av bark i trädodling. Bark har en densitet på ungefär 400 kg/m<sup>3</sup> (Hasselfors Garden, 2016), motsvarande 400 g/l.

## Pimpsten

Någon källa för växthusgasutsläpp kopplade till pimpsten har inte gått att finna. Istället har utsläppsdata för perlit använts. Perlit är likt pimpsten ett stenkrossmaterial med vulkaniskt ursprung som kan användas i odlingssubstrat för strukturförbättring av jorden (Adalsteinsson & Sveinn, 1996). En stor skillnad i bearbetningen av de två krossmaterialen är att perlit behöver kraftigt hettas upp för att få de önskade egenskaperna. Pimpsten behöver inte bearbetas på detta sätt. 1 kg perlit innebär utsläpp på mellan 0,736 – 0,817 kg CO<sub>2</sub>e, varav 0,536 kg CO<sub>2</sub>e är kopplade till upphettningsprocessen (Warwick HRI, 2008).

Växthusgasutsläpp förknippade med pimpsten har antagits vara motsvarande för perlit bortsett från utsläppen kopplade till upphettning, dvs mellan 0,2 – 0,281 kg CO<sub>2</sub>e per kg pimpsten. Ett medelvärde på 0,24 kg CO<sub>2</sub>e/kg har använts för att beräkna utsläpp från användning av pimpsten. Densitet för pimpsten är ungefär 650 kg/m<sup>3</sup> (Bara Mineraler, 2016), motsvarande 650 g/l.

## Bambukäppar

Odling, transport från Kina till Europa samt distribution inom Europa av bambustammar leder till växthusgasutsläpp på 1,45 kg CO<sub>2</sub>e per kg bambu (Van Der Lugt, Vogtländer, Van Der Vegte, & Brezet, 2015).

## Juteväv i rotklump

Jutefiber leder till växthusgasutsläpp på 0,766 kg CO<sub>2</sub>e per kg jutefiber. Inkluderat i detta är utsläpp från odling, framställning, transport från Indien till Tyskland och transporter inom Europa (Barth & Carus, 2015).

## Metallkorg i rotklump

Metallkorgen som används till rotklump har antagits vara gjord av återvunnet obehandlat stål och leda till utsläpp på 1,2927 kg CO<sub>2</sub>e per kg stål (Ingram, 2012).

## Trästolpar till trädstöd

Utsläppsdata för trästolpar som används som trädstöd eller utsläppsdata för likande träprodukter har inte funnits tillgängligt. Sammantaget bidrar den svenska virkesindustrin till negativa utsläpp (Iordan, Hu, Arvesen, Kauppi, & Cherubini, 2018). Eventuella utsläpp eller bidrag till negativa utsläpp kopplade till tillverkningen av trästolpar har inte inkluderats. Utsläpp från eventuell tryckimpregnering av stolparna har bedömts vara försumbart.

## Grönkompost

Växthusgasutsläpp kopplade till framställning av grönkompost har uppskattats utifrån Boldrin, Hartling, Laugen, och Christensen (2010) som undersökt klimatavtryck från grönkompost från trädgårdsavfall och matavfall som komposteras industriellt på anläggning i Danmark och används som jordförbättrande växtsubstrat. Utsläpp från grönkompost specifikt framställd från trädgårdsavfall har använts för att uppskatta utsläpp från grönkompost. Värdena som behandlats för att beräkna utsläppen är hämtade från Tabell 6 i Boldrin m.fl. (2010). 1 ton grönkompost uppskattas innebära utsläpp av 4,5 kg CH<sub>4</sub> och 0,01 kg N<sub>2</sub>O under komposteringen. Med GWP-faktorerna 28 för metan och 265 för lustgas (IPCC, 2014), blir dessa utsläpp tillsammans 128,65 kg CO<sub>2</sub>e per ton grönkompost. Koldioxid som bildas under komposteringen av trädgårdsavfallet beräknas inte påverka den globala uppvärmningen på grund av dess biogena ursprung. Lustgas som bildas vid användning av grönkompost behandlas separat. Förbrukning av 4,08 liter diesel uppskattas krävas på komposteringsanläggningen för att producera 1 ton grönkompost. Beräknat med utsläppsfaktorn för diesel (2,716 kg CO<sub>2</sub>e/l) som anges längre upp under Drivmedel och elektricitet innebär förbrukning av 4,08 liter diesel utsläpp av 11,08 kg CO<sub>2</sub>e. Vid användning av grönkompost uppskattas att en del av innehållet organiskt kol förblir bundet över en hundraårsperiod. Detta kol anses därför bidra till negativa utsläpp i och med att kolet hindras från att omvandlas till koldioxid. På 1 ton grönkompost som används som jordförbättrande växtsubstrat uppskattas att 13,7 kg kol förblir bundet i minst 100 år (Boldrin m.fl., 2010), omräknat till negativa utsläpp med faktorn -3,67 (Mcpherson m.fl., 2016) motsvarar detta -50,28 kg CO<sub>2</sub>e. Allt detta sammantaget innebär att grönkompost har en utsläppsfaktor på 89,45 kg CO<sub>2</sub>e per ton grönkompost. Den grönkompost som studerats i Boldrin m.fl. (2010) har densitet 684 kg/m<sup>3</sup>. Användning av 1 kubikmeter grönkompost innebär således utsläpp av 61,18 kg CO<sub>2</sub>e.

## Plaster

Utsläppsfaktorer för de specifika plastprodukterna har inte funnits tillgängligt när den här uppsatsen skrevs. Uppskattning av utsläppsfaktorer har gjort i två steg. Utsläpp från framställning av de råa plastmaterialen har tagits från PlasticsEuropes Eco-profiles för respektive typ av plast. De biologiskt nedbrytbara plasterna antas leda till samma mängd växthusgasutsläpp som vanlig PVC-plast (personlig kommunikation med tillverkaren EcoXtrusion, 9 augusti 2019). Framställning av de råa plastmaterialen HDPE, PVC och PP leder till utsläpp på 1,8, 1,99 respektive 1,63 kg CO<sub>2</sub>e per kg plast (PlasticsEurope, 2014, 2015, 2016).

Utsläpp kopplade till tillverkning och transport av de slutgiltiga plastprodukterna har tagits från Dormer, Finn, Ward, och Cullen (2013) som undersökt klimatavtrycket från matförpackningar tillverkat i återvunnen PET-plast i en fabrik på Irland. Klimatavtrycket för en matförpackning i 100 % återvunnen PET-plast hade ett klimatavtryck på 1,175 kg CO<sub>2</sub>e per kg plast (Dormer m.fl., 2013). Således motsvarar denna siffra en grovt uppskattad generell utsläppsfaktor kopplat till tillverkning och transporter av plast. Detta klimatavtryck för tillverkning och transport har adderats till klimatavtrycket från råmaterialframställning för respektive typ av plast. Sammantagna utsläpp kopplade till plastmaterial har uppskattats till 2,975, 3,165 och 2,805 kg CO<sub>2</sub>e per kg HDPE, PVC respektive PP.

## Mineralgödsel

Utsläpp från mineralgödsel innehållande kväve (N) fosfor (P) och kalium (K) avser utsläpp genererade vid tillverkning och transport av gödsel. Lustgasutsläpp kopplade till användning av kväve behandlas separat. Fosfor och kalium anses inte leda till växthusgasutsläpp vid användning (Fao, 2017).

Tillverkning av kvävegödsel leder till utsläpp av 3200 g CO<sub>2</sub>, 3,2 g CH<sub>4</sub> och 11,5 g N<sub>2</sub>O per kg kväve. Sammanlagt ungefär 6,34 kg CO<sub>2</sub>e per kg kväve. Tillverkning av fosforgödsel leder till utsläpp av 2900 g CO<sub>2</sub>, 7,2 g CH<sub>4</sub> och 0,29 g N<sub>2</sub>O. Sammanlagt ungefär 3,18 kg CO<sub>2</sub>e per kg fosfor. Tillverkning av kaliumgödsel leder till utsläpp av 440 g CO<sub>2</sub>, 1,1 g CH<sub>4</sub> och 0,002 g N<sub>2</sub>O per kg kalium. Sammanlagt ungefär 0,47 kg CO<sub>2</sub>e per kg kalium. Utsläppsdata är hämtade från Tabell A5 i Appendix 1 – Indata från Börjesson, Tufvesson, och Lantz (2010). Det mineralgödsel som används i odlingen antas bestå av 15 % kväve, 7 % fosfor och 15 % kalium (Byggros, 2018). Detta innebär att ungefär 1,244 kg CO<sub>2</sub>e släpps ut per kg tillverkat mineralgödsel.

Sammanlagda växthusgasutsläpp är beräknade utifrån GWP-faktorer för metan (CH<sub>4</sub>) och lustgas (N<sub>2</sub>O) på 28 respektive 265 (IPCC, 2014).

Transporter av mineralgödsel antas leda till 0,3 g CO<sub>2</sub>e/mil per kg mineralgödsel (Berglund, Cederberg, Clason, Henriksson, & Törner, 2009). Mineralgödseln antas tillverkas i närområdet och transporteras 10 mil, vilket alltså leder till 0,003 kg CO<sub>2</sub>e per kg mineralgödsel.

Sammanlagt leder tillverkning och transport av mineralgödsel till utsläpp på ungefär 1,247 kg CO<sub>2</sub>e per kg mineralgödsel.

## Ekogödsel

Det ekogödsel som används i odlingen är ett pellets baserat på restprodukter från livsmedelsindustrin, en blandning av köttmjöl och vinass (rest från jästtillverkning), och innehåller 7,8 % kväve (N) och 3,2 % fosfor (P) (Ekoväx, 2019b). Studier av växthusgasutsläpp kopplade till framställning av denna typ av produkt fanns inte tillgängligt vid tidpunkten när den här uppsatsen skrevs. Restprodukterna från livsmedelsindustrin antas kräva försumbar mängd energi för att processas till färdig pellets. Därför beräknas enbart växthusgasutsläpp från transport av ekogödseln. Dessa utsläpp har beräknats på samma sätt som för transport av mineralgödsel, som enligt Berglund m.fl. (2009) uppskattats leda till 0,3 g CO<sub>2</sub>e/mil per kg gödsel. Transport sker från Ekoväx fabrik utanför Stockholm till Tönnersjö plantskola på ungefär 50 mil. Därav bedöms användning av ekogödsel innebära utsläpp av växthusgaser på ungefär 0,015 kg CO<sub>2</sub>e per kg ekogödsel. Lustgasutsläpp kopplade till användning av ekogödsel behandlas separat.

## Flytgödsel från svin

Metan- och lustgasutsläpp vid hantering och lagring av flytgödsel har beräknats utifrån beskrivning i Bilaga B och C från Tufvesson, Lantz, och Björnsson (2013). Lustgasutsläpp vid spridning av flytgödsel på fält och utsläpp från diselförbrukning vid spridning behandlas separat. Flytgödseln antas lagras under ett svämtäcke, vilket innebär en miljö med omväxlande tillgång och frånvaro av syre. Under dessa förhållanden antas att 0,5 % av flytgödselns totala kväveinnehåll avgår i form av lustgas. Faktorn 44/28 används för att beräkna molekylvikten för lustgas (N<sub>2</sub>O) utifrån kvävemängden. Totalt kväveinnehåll i flytgödsel från svin innan lagring antas vara 3,6 g N per kg flytgödsel (0,36 %) baserat värden i Tabell A5 i Bilaga A från Tufvesson m.fl. (2013). Direkta lustgasutsläpp från lagring av flytgödsel från svin beräknas därför enligt följande formel:

$$\text{kg N}_2\text{O (direkt-lagring)} = \text{kg flytgödsel} \times 0,0036 \times 0,005 \times 44/28$$

Utifrån denna formel beräknas att lagring av 1 kg flytgödsel från svin innebär direkta lustgasutsläpp på ungefär 0,0000283 kg N<sub>2</sub>O. Omräknat till koldioxidekvivalenter med faktorn 265, vilket är GWP-faktorn för lustgas över en hundraårsperiod (IPCC, 2014), motsvara dessa direkta lustgasutsläpp ungefär 0,0075 kg CO<sub>2</sub>e per kg flytgödsel.



Vid lagring av flytgödsel under svämtäcke sker även ammoniakavgångar, som indirekt leder till bildning av lustgas i andra ekosystem. Ammoniakavgång vid lagring av flytgödsel från svin har uppskattats till 4 % av det totala innehållet kväve. Kvävehalten innan lagring av flytgödseln antas vara 0,36 %. Av total ammoniakavgång under lagring antas 1 % leda till indirekta lustgasutsläpp (Tufvesson m.fl., 2013). Detta har beräknats enligt följande formel:

$$\text{kg N}_2\text{O (indirekt-lagring)} = \text{kg flytgödsel} \times 0,0036 \times 0,04 \times 0,01 \times 44/28$$

Utifrån denna formel beräknas att lagring av 1 kg flytgödsel från svin innebär indirekta lustgasutsläpp på ungefär 0,0000023 kg N<sub>2</sub>O. Omräknat till koldioxidekvivalenter med faktorn 265 (IPCC, 2014), motsvara dessa indirekta lustgasutsläpp ungefär 0,0006 kg CO<sub>2</sub>e per kg flytgödsel.

Sammanlagt innebär lagring av flytgödsel från svin under svämtäcke lustgasutsläpp på ungefär 0,0081 kg CO<sub>2</sub>e per kg flytgödsel.

Vid hantering av flytgödsel sker metanutsläpp i samband med att gödselns organiska material bryts ner under syrefria förhållanden. Detta sker främst under lagring av gödseln. Vid spridning av flytgödsel sker mycket små mängder metanemissioner, som vanligtvis inte beräknas. Därför har endast metanutsläpp vid lagring av flytgödsel inkluderats. Metanutsläppen beräknas utifrån följande parametrar: mängden organiskt material (VS) i gödseln, maximal metanproduktion för den specifika typen gödsel, en metankonverteringsfaktor för faktiska utsläpp samt en faktor för metangasens densitet för att konvertera till massa (kg). Andelen organiskt material, som på engelska benämns *volatile solids* (VS), i flytgödsel från svin innan lagring har antagits vara 80 % av gödselns torrsubstans (ts), som i sin tur antagit vara 6 % av gödselns våtvikt (vv) enligt Tabell A5 i Bilaga A från (Tufvesson m.fl., 2013). Maximal metanproduktion för flytgödsel från svin, räknat i volym, uppskattas vara 0,45 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS. Detta konverteras till massa (kg) utifrån konverteringsfaktorn 0,67 kg/m<sup>3</sup>, som är baserad på metangasens densitet vid tryck 101 kPa och temperatur 19 °C. Metankonverteringsfaktorn för faktiska utsläpp från flytgödsel från svin som lagras under svämtäcke har uppskattats till 2,8 % (Tufvesson m.fl., 2013). Antagande och förutsättningar för beräkning av metangasutsläpp beskrivs utförligt i Bilaga C från Tufvesson m.fl. (2013). Beräkning av metanutsläpp utifrån ovan beskrivna förutsättningar har gjorts enligt följande formel:

$$\text{kg CH}_4 \text{ (lagring)} = (\text{kg flytgödsel} \times 0,06 \times 0,8) \times 0,45 \times 0,67 \times 0,028$$

Utifrån denna formel beräknas att lagring av 1 kg flytgödsel från svin innebär metanutsläpp på ungefär 0,0004052 kg CH<sub>4</sub>. Omräknat till koldioxidekvivalenter med faktorn 28 (IPCC, 2014), motsvara dessa metanutsläpp ungefär 0,01135 kg CO<sub>2</sub>e per kg flytgödsel.

Transport av flytgödsel antas ske i dieseldriven lastbil som lastar 35 ton ekipage och förbrukar 5 respektive 4 kWh/km diesel vid full respektive tom last. Dieselförbrukning för att lasta och lossa gödseln har beräknats vara 0,5 kWh/ton (Tufvesson m.fl., 2013). Gödseln antas komma från närliggande gårdar. Avstånd har uppskattats till 10 km enkel väg. Lastbilen antas köra en tom returresa till gården. Leverans av flytgödsel innebär dieselförbrukning på 2,57 kWh per ton. Sammantaget förbrukas 3,07 kWh per ton gödsel vid lastning, transport och lossning. 1 kWh diesel motsvarar utsläpp på 285 g CO<sub>2</sub>e (Naturvårdsverket, 2018g). Detta resulterar i växthusgasutsläpp vid transport av flytgödsel på ungefär 0,875 kg CO<sub>2</sub>e per ton flytgödsel, motsvarande 0,000875 kg CO<sub>2</sub>e per kg flytgödsel.

Samtantaget innebär lagring och transport av flytgödsel från svin växthusgasutsläpp på ungefär 0,02032 kg CO<sub>2</sub>e per kg flytgödsel.

## Frön, ekollon och sticklingar

Hantering och transport av tallkottar, ekollon och vitpil-sticklingar bedöms leda till försumbara växthusgasutsläpp. Utsläpp från hantering, paketering och transport av vitklöver har antagits vara motsvarande utsläpp för rödklöver på 1,72 kg CO<sub>2</sub>e per kg fröer (West & Marland, 2002). Gräsblandning som används i vallsådd antas motsvara Olssons gräsblandning och bestå av 45 % timotej, 10 % rajgräs, 15 % ängssvingel, 15 % ängsgröe och 15 % rödsvingel (Olssons frö, 2012). Utsläpp från hantering, paketering och transport av timotej och rajgräs är 0,68 respektive 0,54 kg CO<sub>2</sub>e per kg fröer (West & Marland, 2002). Ängssvingel, ängsgröe och rödsvingel antas innebära samma mängder växthusgasutsläpp som rajgräs. Olssons gräsblandning innebär således växthusgasutsläpp på ungefär 0,6 kg CO<sub>2</sub>e per kg fröblandning.

## Bekämpningsmedel

Utsläpp kopplade till biologiska bekämpningsmedel bedöms vara försumbara. De kemiska bekämpningsmedel som används i odling som leder till utsläpp av växthusgaser är Roundup Bio, Kerb, Logo och Gallery. Enligt Audsley, Stecey, Parsons, och Williams (2009) kan växthusgasutsläpp från tillverkning, paketering och leverans av bekämpningsmedel beräknas som en funktion av energiåtgången till 0,069 kg CO<sub>2</sub>e per MJ.

Hur mycket energi som går åt kan i sin tur uppskattas utifrån andelen verksamt ämne som bekämpningsmedlet innehåller (MJ/kg a.i.). I Roundup Bio och Kerb är de verksamma ämnena glyfosat respektive propyzamid. För dessa ämnen går det åt 474 respektive 410 MJ per kg a.i. vid tillverkning, paketering och leverans. De verksamma ämnena i Logo och Gallery är foramsulfuron respektive isoxaben. För beräkning av dessa har istället ett viktat medelvärde för ogräsmiddel används på 386 MJ per kg a.i. (Audsley m.fl., 2009).

Roundup Bio innehåller 0,36 kg verksamt ämne per liter (Sinochem Australia, 2015). Användning av Roundup Bio innebär utsläpp på ungefär 11,77 kg CO<sub>2</sub>e per liter.

Kerb innehåller 0,4 kg verksamt ämne per liter (DowAgroSciences, 2017). Användning av Kerb innebär utsläpp på ungefär 11,32 kg CO<sub>2</sub>e per liter.

Logo innehåller 31 vikt% verksamt ämne (Bayer, 2018). Användning av Logo innebär utsläpp på ungefär 8,26 kg CO<sub>2</sub>e per kg.

Gallery innehåller 0,5 kg verksamt ämne per liter (DowAgroSciences, 2018). Användning av Gallery innebär utsläpp på ungefär 13,32 kg CO<sub>2</sub>e per liter.

## Lustgas från kvävetillförsel i mark och växtsubstrat

När halten tillgängligt kväve (N) ökar i jorden ökar också nitrifikationen och denitrifikationen i jorden. Detta leder till förhöjd produktion av växthusgasen lustgas (N<sub>2</sub>O) samt till indirekta utsläpp av lustgas genom nitrutförlust som sker till följd av urlakning samt genom ammoniakförlust som kommer leda till att lustgas bildas i andra ekosystem. Tillförsel av både syntetisk och organisk gödsel som innehåller kväve samt kvarlämnade skörderester (som innehåller kväve) leder till förhöjd produktion av lustgas i jorden (Fao, 2017). Övriga växthusgasutsläpp kopplade till framställning och transport av gödsel beskrivs separat. Eventuellt ökad kvävehalt i jorden till följd av i jorden kvarlämnad eller nedbrukad biomassa från odlade träd ligger utanför ramarna för den här uppsatsen. Totala lustgasutsläpp från odlingsjorden per odlat träd av storlek alléträd 30-35 har beräknats utifrån antalet år respektive trädart odlas på Tönnersjö plantskola samt mängden mineralkvävegödsel och grönkompost som appliceras för respektive trädart under de första odlingsåren på Ranvik trädgård och mängden grönkompost som tillförs jorden vid plantering.

Direkta utsläpp av lustgas från jorden genom tillförsel av kväve har uppskattats utifrån IPCC Tier 1 beräkningsmetod. 1 % av mängden tillfört kväve uppskattas leda till direkta utsläpp av lustgas (N<sub>2</sub>O) (IPCC, 2006). Denna metod innebär en generell uppskattning som baseras på genomsnittliga utsläpp på en global nivå kopplat kvävetillförsel. Lokala jord- och brukningsförhållanden på Tönnersjö plantskola skulle kunna innebära en annan andel kväve som omvandlas till lustgas. En uppskattning på denna detaljeringsnivå har bedömts vara tillräcklig i det här sammanhanget. Mer detaljerade jordstudier och analyser har inte gått att genomföra inom ramarna för den här uppsatsen. Förhållandet mellan tillfört kväve och lustgasutsläpp i krukodling har antagits vara samma som för odling i fält.

Direkta lustgasutsläpp baserade på tillförsel av kväve vid fasta punktinsatser i odling och plantering beskrivs nedan. Mineralgödsel som används i krukodling innehåller 15 % kväve (Byggros, 2018). Mineralgödselanvändning avser en fast mängd som varierar beroende på trädart. Kväveinnehåll i grönkompost som används i odling och vid trädplantering har antagits vara 0,55 %. Detta är baserat på den värden för torrsubstanshalt och total kvävehalt för grönkompost från trädgårdsavfall som undersökts av Boldrin m.fl. (2010) i Danmark. Beräkningar för användning av grönkompost i odling och vid plantering har gjorts separat.

$$\text{kg N}_2\text{O (direkt-fast)} = (\text{kg N i mineralgödsel} + \text{kg N i grönkompost}) \times 0,01 \times 44/28$$

Direkta lustgasutsläpp baserade på total årlig tillförsel av kväve beskrivs nedan. Den årliga tillförseln av kväve avser tiden då träden odlas på Tönnersjö plantskola. Total årlig kvävetillförsel avser allt kväve tillfört jorden på Tönnersjö plantskola under ett år.

Kväveinnehåll i ekogödsel har antagits vara 7,8 % (Ekoväx, 2019a). Kväveinnehåll i flytgödsel från svin har uppskattats till 0,315 %, ett medelvärde baserat på data från Jordbruksverket (2019).

Vallodling som innehåller kvävefixerande baljväxter, så som vitklöver, leder i sig inte till lustgasutsläpp. Växtmaterial från vallen som överförs till jorden efter att fältet blir fräst och harvat leder däremot till att jordens innehåll av kväve ökar och därmed även till ökade lustgasutsläpp. Detta sker när ett odlingsfält sätts i träda och när samma fält återtas i odling. Den mängd kväve i växtmaterialet som brukas ner i jorden avgör mängden lustgas detta leder till (Berglund m.fl., 2009). Beräkningar har gjorts utifrån antagandet att mängden teoretiskt skördad vall är normalskörden på 8500 kg/ha torrsubstans för vitklöver och gräs odlade i Götalands södra slättbygder (Jordbruksverket, 2004). 40 % av detta uppskattas bestå av kvävefixerande vallgröda (vitklöver), 3400 kg/ha, och 60 % av fleråriga gräs (blandning av gräs), 5100 kg/ha. Mängd ovan- och underjordiska skörderester samt kvävehalt har beräknats utifrån data från Tabell 55 i Bilaga 3 i Berglund m.fl. (2009). Kvarlämnade ovanjordiska skörderester för både vitklöver och gräsblandning antas motsvara 30 % av mängden skördad torrsubstans. I odlingen på Tönnersjö plantskola tas ingen skördad vall bort från fältet. Därför har de ovanjordiska skörderesterna uppskattats motsvara 130 % av den teoretiska skörden vitklöver och gräsblandning. Underjordiska skörderester från både vitklöver och gräsblandning motsvarar 80 % av total ovanjordisk torrsubstans. Andel kväve är 2,7 % och 1,5 % i ovanjordiska skörderester vitklöver respektive gräsblandning samt 2,2 % och 1,2 % i underjordiska skörderester vitklöver respektive gräsblandning. Beräkningsformler för årlig kvävetillförsel från skörderester som nedbrukas i jorden är baserade på formler och data från Bilaga 3 i Berglund m.fl. (2009).

$$\text{kg N-tillförsel (vitklöver)} = (\text{nedbrukad vall ha/år} \times 3400 \text{ kg/ha} \times 1,3 \times 0,027) + (\text{nedbrukad vall ha/år} \times 3400 \text{ kg/ha} \times 1,3 \times 0,8 \times 0,022)$$

$$\text{kg N-tillförsel (gräsblandning)} = (\text{nedbrukad vall ha/år} \times 5100 \text{ kg/ha} \times 1,3 \times 0,015) + (\text{nedbrukad vall ha/år} \times 5100 \text{ kg/ha} \times 1,3 \times 0,8 \times 0,012)$$

$$\text{kg N-tillförsel (vall totalt)} = \text{N-tillförsel (vitklöver)} + \text{N-tillförsel (gräsblandning)}$$

$$\text{kg N}_2\text{O (direkt-årlig total)} = (\text{kg N i (ekogödsel)} + \text{kg N (flytgödsel)} + \text{kg N-tillförsel (vall totalt)}) \times 0,01 \times 44/28$$

Indirekta lustgasutsläpp genom tillförsel av kväve har uppskattats utifrån IPCC Tier 1 beräkningsmetod. 1 % av ammoniakförlusten uppskattas leda till indirekta lustgasutsläpp (IPCC, 2006). Ammoniakförlust har antagits var 10 % av flytgödselns ammoniumkväveinnehåll (NH<sub>4</sub>-N), baserat på antagandet att flytgödseln sprids genom bredspridning vårtid och harvas ner i marken omgående efter spridning. Omgående nedbrukning i marken minskar ammoniakförlusterna (Karlsson & Rodhe, 2002). Ammoniumkväveinnehållet i flytgödsel från svin är 70 % av det totala kväveinnehållet (Jordbruksverket, 2019). Mängd ammoniumkväve avser total åtgång på plantskolan under ett år. Ammoniakförlust till följd av lagring av gödsel ligger utanför ramarna för den här uppsatsen.

$$\text{kg N}_2\text{O (ammoniakförlust flytgödsel)} = (\text{kg/år NH}_4\text{-N} \times 0,1) \times 0,01 \times 44/28$$

Ammoniakförlust från mineralgödselanvändning bedöms motsvara 2 % av mineralgödselns mängd kväve. Mineralgödselanvändning avser total användning per träd, vilket varierar beroende på trädart. Eventuell ammoniakförlust från kvarlämnat växtmaterial har enligt riktlinjerna från IPCC inte inkluderats (Berglund m.fl., 2009). Eventuell ammoniakförlust från användning av grönkompost och ekogödsel ligger utanför ramarna för den här uppsatsen.

$$\text{kg N}_2\text{O (ammoniakförlust mineralgödsel)} = (\text{kg tot-N} \times 0,02) \times 0,01 \times 44/28$$

Indirekta lustgasutsläpp till följd av nitratförlust genom urlakning och ytavrinning av kväve har uppskattats utifrån IPCC Tier 1 beräkningsmetod. 0,75 % av nitratförlusten uppskattas leda till indirekta lustgasutsläpp (IPCC, 2006). En förenklad uppskattning av nitratförlust (kväveläckage) i Tönnersjö plantskolas odling har gjorts utifrån årsmedelläckaget av kväve (46,6 kg N/ha/år) i Halland år 2005 (Johnsson m.fl., 2008). Lustgasutsläpp till följd av nitratförlust beräknas för de ytor som tillförs gödsel under en växtsäsong. En mer korrekt uppskattning av nitratförlust kräver en betydligt mer komplex beräkning baserat på en handfull situationsspecifika variabler som inte varit möjligt att inhämta inom ramen för den här uppsatsen. Kvävetillförsel i kruka antas inte leda till nitratförlust. Eventuell nitratförlust vid slutgiltig plantering av träd ligger utanför ramarna för den här uppsatsen.

$$\text{kg N}_2\text{O (nitratförlust)} = \text{gödsel fält ha/år} \times 46,6 \text{ kg N/ha/år} \times 0,0075 \times 44/28$$

Lustgasutsläpp kopplade till kväveanvändning i odling av ett träd räknas om till koldioxidekvivalenter genom att multipliceras med 265, vilket är GWP-faktorn för lustgas över en hundraårsperiod (IPCC, 2014).

## Bilaga C: Uppskattning av trädarternas tillväxt år 0 – 16 och år 50 efter plantering

I den här bilagan redovisas uppskattade mått av höjd, stamhöjd, kronbredd och diameter vid brösthöjd (dbh) för *Salix alba*, *Quercus rubra* och *Pinus sylvestris* planterade i öppen parkmark i Helsingborg, Stockholm och Umeå. Måtten som redovisas är genomsnitt av mått tillhandahållna av fyra tillfrågade trädexperter inom landskapsarkitektur och skogsvetenskap. Inom parentes redovisas variationen på trädexperternas uppskattningar av trädmåtten. Avsaknad av mått inom parentes betyder att samtliga trädexperter uppskattade samma mått. Måtten är uppskattade vartannat år efter plantering i parkmark till och med år 16 samt för år 50. Hur denna data använts för beräkning av koldioxidupptag redovisas under kapitlet Metod.

### Helsingborg

Tabell 7. Data som använts för beräkning av *Pinus sylvestris* koldioxidupptag i Helsingborg.

<i>Pinus sylvestris</i>	År 0	År 2	År 4	År 6	År 8	År 10	År 12	År 14	År 16	År 50
Höjd (m)	4,5	5,0	5,8	6,6 (6,3-6,9)	7,4 (7,2-7,6)	8,2 (8,0-8,4)	9,0 (8,8-9,2)	9,8 (9,6-10,0)	10,6 (10,3-10,9)	22 (21-23)
Stamhöjd (m)	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Kronbredd (m)	2,5 - 3	2,5	2,7 (2,6-2,8)	2,9 (2,8-3,0)	3,1 (3,0-3,2)	3,2	3,4 (3,3-3,5)	3,6 (3,5-3,7)	3,8 (3,6-4,0)	9 (8-10)
DBH (cm)	9,55 - 11,14	11	+1,5 cm per ruta (1,3-1,7)							45

Tabell 8. Data som använts för beräkning av *Quercus rubra*s koldioxidupptag i Helsingborg.

<i>Quercus rubra</i>	År 0	År 2	År 4	År 6	År 8	År 10	År 12	År 14	År 16	År 50
Höjd (m)	6	6,2 (6,0-6,4)	6,9 (6,7-7,1)	7,6 (7,3-7,9)	8,3 (8,0-8,6)	8,9 (8,6-9,2)	9,6 (9,3-9,9)	10,2 (10,0-10,4)	10,8 (10,4-11,2)	24 (22-26)
Stamhöjd (m)	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3
Kronbredd (m)	4	4,2 (4,0-4,4)	4,6 (4,3-4,9)	5,0 (4,8-5,2)	5,4 (5,1-5,7)	5,8 (5,4-6,2)	6,2 (6,0-6,4)	6,6 (6,3-6,9)	7,0 (6,8-7,2)	13 (12-14)
DBH (cm)	9,55 - 11,14	11,2	+2,2 cm per ruta (2,0-2,4)							65

Tabell 9. Data som använts för beräkning av *Salix alba*s koldioxidupptag i Helsingborg.

<i>Salix alba</i>	År 0	År 2	År 4	År 6	År 8	År 10	År 12	År 14	År 16	År 50
Höjd (m)	6	6,5 (6,2-6,8)	7,4 (7,2-7,6)	8,4 (8,2-8,6)	9,4 (9,1-9,7)	10,3 (10,0-10,6)	11,2 (11,0-11,4)	12,1 (12,0-12,2)	13,1 (12,8-13,4)	30 (29-31)
Stamhöjd (m)	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Kronbredd (m)	2,5 - 3	3,1 (3,0-3,2)	3,6 (3,3-3,9)	4,1 (3,9-4,3)	4,5 (4,2-4,8)	5,0 (4,8-5,2)	5,6 (5,4-5,8)	6,1 (6,0-6,2)	6,7 (6,3-7,1)	15 (12-18)
DBH (cm)	9,55 - 11,14	11,4	+ 2,6 cm per ruta (2,5-2,7)							75

# Stockholm

Tabell 10. Data som använts för beräkning av *Pinus sylvestris* koldioxidupptag i Stockholm.

<i>Pinus sylvestris</i>	År 0	År 2	År 4	År 6	År 8	År 10	År 12	År 14	År 16	År 50
Höjd (m)	4,5	4,7	5,3 (5,0-5,6)	5,9 (5,8-6,0)	6,5 (6,4-6,6)	7,1 (7,0-7,2)	7,7 (7,5-7,9)	8,3 (8,0-8,6)	8,9 (8,5-9,3)	20 (19-21)
Stamhöjd (m)	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Kronbredd (m)	2,5 - 3	2,5	2,7	2,8	2,9 (2,8-3,0)	3,0	3,1 (3,0-3,2)	3,2 (3,1-3,3)	3,3 (3,2-3,4)	8 (7-9)
DBH (cm)	9,55 - 11,14	10,8	+1,2 cm per ruta (1,0-1,4)							40

Tabell 11. Data som använts för beräkning av *Quercus rubra* koldioxidupptag i Stockholm.

<i>Quercus rubra</i>	År 0	År 2	År 4	År 6	År 8	År 10	År 12	År 14	År 16	År 50
Höjd (m)	6	6,2	6,8 (6,4-7,2)	7,2 (7,0-7,4)	7,6 (7,5-7,7)	8,2 (8,0-8,4)	8,8 (8,5-9,1)	9,2 (9,0-9,4)	9,8 (9,5-10,1)	22 (20-24)
Stamhöjd (m)	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3
Kronbredd (m)	4	4,1	4,4	4,7 (4,5-4,9)	5,0 (4,9-5,1)	5,3 (5,2-5,4)	5,6 (5,5-5,7)	5,7 (5,6-5,8)	6,0 (5,9-6,1)	11 (10-12)
DBH (cm)	9,55 - 11,14	11,0	+1,8 cm per ruta (1,6-2,0)							55



Tabell 12. Data som använts för beräkning av *Salix alba*s koldioxidupptag i Stockholm.

<i>Salix alba</i>	År 0	År 2	År 4	År 6	År 8	År 10	År 12	År 14	År 16	År 50
Höjd (m)	6	6,4 (6,2- 6,6)	7,2 (7,0- 7,4)	8,0 (7,8- 8,2)	8,9 (8,7- 9,1)	9,8 (9,6- 10,0)	10,8 (10,6- 11,0)	12,0 (11,6- 12,4)	13,5 (13,0- 14,0)	26 (24- 28)
Stamhöjd (m)	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Kronbredd (m)	2,5 - 3	3,1	3,5	4,0 (3,8- 4,2)	4,4 (4,3- 4,5)	4,8 (4,6- 5,0)	5,4 (5,2- 5,6)	5,9 (5,7- 6,1)	6,5 (6,2- 6,8)	13 (12- 14)
DBH (cm)	9,55 - 11,14	11,2	+2,2 cm per ruta (2,1-2,3)							65

## Umeå

Tabell 13. Data som använts för beräkning av *Pinus sylvestris* koldioxidupptag i Umeå.

<i>Pinus sylvestris</i>	År 0	År 2	År 4	År 6	År 8	År 10	År 12	År 14	År 16	År 50
Höjd (m)	4,5	4,7 (4,6- 4,8)	5,2 (5,0-5,4)	5,8 (5,6- 6,0)	6,3 (6,0- 6,6)	6,9 (6,5- 7,3)	7,6 (7,5- 7,7)	7,9 (7,8- 8,0)	8,4 (8,0- 8,8)	18 (17- 19)
Stamhöjd (m)	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Kronbredd (m)	2,5 - 3	2,5	2,6	2,7	2,8	2,9	3,0	3,1	3,2	7
DBH (cm)	9,55 - 11,14	10,6	+ 1 cm per ruta (0,5- 1,5)							35

Tabell 14. Data som använts för beräkning av *Quercus rubra*s koldioxidupptag i Umeå.

<i>Quercus rubra</i>	År 0	År 2	År 4	År 6	År 8	År 10	År 12	År 14	År 16	År 50
Höjd (m)	6	6,2 (6,1-6,3)	6,4 (6,3-6,5)	6,7 (6,6-6,8)	7,0 (6,9-7,1)	7,3 (7,2-7,4)	7,6 (7,5-7,7)	7,7 (7,6-7,8)	8,0 (7,8-8,2)	14 (12-16)
Stamhöjd (m)	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3
Kronbredd (m)	4	4	4,2 (4,1-4,3)	4,3 (4,2-4,4)	4,5 (4,3-4,7)	4,6 (4,5-4,7)	4,7 (4,6-4,8)	4,8 (4,7-4,9)	4,9 (4,8-5,0)	8 (7-9)
DBH (cm)	9,55 - 11,14	10,8	+ 1,1 cm per ruta (1,0-1,2)							37

Tabell 15. Data som använts för beräkning av *Salix alba*s koldioxidupptag i Umeå.

<i>Salix alba</i>	År 0	År 2	År 4	År 6	År 8	År 10	År 12	År 14	År 16	År 50
Höjd (m)	6	6,2	6,7 (6,5-6,9)	7,4 (7,1-7,7)	8,1 (7,8-8,4)	8,8 (8,5-9,1)	9,5 (9,0-10,0)	10,2 (10,0-10,4)	10,7 (10,5-10,9)	23 (22-24)
Stamhöjd (m)	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Kronbredd (m)	2,5 - 3	3	3,4 (3,3-3,5)	3,8 (3,5-4,1)	4,2 (4,0-4,4)	4,6 (4,5-4,7)	4,9 (4,8-5,0)	5,1 (5,0-5,2)	5,4 (5,2-5,6)	10 (8-12)
DBH (cm)	9,55 - 11,14	11,2	+1,6 cm per ruta (1,5-1,7)							50